Environnement Canada Environment Canada

Rapport sur l'état de l'environnement

Rapport SOE n° 90-2

91-06650/

Rapport sur l'état de l'environnement

Les contaminants chez les oiseaux de mer du Canada

David Noble

pour :

État de l'environnement
Environnement Canada

Service canadien de la faune
Conservation et Protection
Environnement Canada

Also available in English under the title : *Contaminants in Canadian Seabirds*

Rapport EDE n° 90-2
Décembre 1990

Publié avec l'autorisation du ministre de l'Environnement
©Ministère des Approvisionnements et Services du Canada, 1990
N° de catalogue En1-11/90-2F
ISBN 0-662-95729-6
ISSN 1180-3177

Page couverture : Une Marmette de Brünnich et son œuf. L'auteur a détecté de faibles concentrations de la plupart des contaminants traités dans la présente étude (composés organochlorés et mercure) dans les œufs de marmettes prélevés dans les colonies de reproduction de l'Arctique. Photo du Service canadien de la faune.

Mise en pages et composition : Wendesigns
Impression : Imprimerie Beauregard

Données de catalogage avant publication (Canada)

Noble, David G.

Les contaminants chez les oiseaux de mer du Canada

(Rapport EDE. ISSN 1180–3177; n° 90-2)
Publ. en anglais sous le titre : Contaminants in Canadian seabirds.
Publ. par le Service canadien de la faune.
Comprend des références bibliogr.
ISBN 0-662-95729-6
N° de cat. MAS En1-11/90-2F

1. Oiseaux de mer — Effets de la pollution de l'eau sur.
2. Oiseaux de mer — Canada — Effets des pesticides sur.
3. Polluants — Aspects de l'environnement — Canada.
4. Pesticides et faune — Canada.
I. Service canadien de la faune.
II. Canada. Environnement Canada.
III. Titre. IV. Coll.: n° 90-2.

QH545.N6214 1990 598.29'24 C90-098695-6
363.73'8

Sommaire

Quand des contaminants rémanents comme les composés organochlorés et les métaux lourds s'accumulent à des concentrations suffisamment élevées dans des organismes, ils entraînent des échecs de la reproduction, des anomalies congénitales et des changements physiologiques néfastes.

Depuis 1968, le Service canadien de la faune, qui est responsable de veiller à la santé des populations d'oiseaux migrateurs, analyse les concentrations de composés organochlorés et de mercure dans les œufs et les tissus de 24 espèces d'oiseaux de mer prélevés sur les côtes de l'Atlantique, du Pacifique et de l'Arctique. Les chercheurs ont détecté la présence des contaminants suivants : les BPC, le DDE, le toxaphène, la dieldrine, le mercure, l'HCB, l'oxychlordane, le DDT, le DDD, l'époxyde d'heptachlore, l'HCH, le mirex, le chlordane cis, le nonachlore et l'endrine. Le Service a également analysé les teneurs en plomb et en cadmium d'un petit échantillon d'œufs d'oiseaux côtiers.

Le programme de surveillance des oiseaux de mer donne une indication de la contamination relative des régions maritimes du Canada. D'après les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer, on a pu déterminer que l'estuaire et le secteur voisin du golfe du Saint-Laurent comptaient parmi les régions maritimes les plus contaminées du Canada, suivies par la baie de Fundy, le détroit de Géorgie et la côte ouest de l'île de Vancouver. Les concentrations de résidus de contaminants des îles de l'Arctique, du milieu marin de Terre-Neuve et le long de la côte de la partie septentrionale de la Colombie-Britannique étaient relativement faibles. Dans l'ensemble, les résidus de la plupart des contaminants (et plus particulièrement des BPC, du DDE et de la dieldrine) ont diminué partout, bien que la baisse ne soit pas statistiquement significative dans l'estuaire du Saint-Laurent.

En général, les tendances des teneurs en contaminants suivent les profils des utilisations en Amérique du Nord. Le DDT (et ses métabolites) ainsi que la dieldrine présentaient les diminutions les plus significatives. L'utilisation de ces deux composés est interdite au Canada et aux États-Unis depuis le début des années 1970, sauf pour des utilisations mineures. L'époxyde d'heptachlore et l'oxychlordane, que l'on trouve dans le chlordane technique, semblent se maintenir à de faibles concentrations. Les diminutions de ces composés chez certaines espèces depuis 1980 sont vraisemblablement attribuables aux restrictions imposées en 1978. Bien que la plupart des utilisations de BPC et d'HCB aient été interdites, ces produits chimiques continuent de pénétrer dans l'environnement par des déversements industriels accidentels. Les diminutions de BPC dans la plupart des secteurs sont probablement dues à la redistribution graduelle mondiale et à la dilution de ces composés ainsi qu'aux mesures locales antipollution. L'état des autres produits chimiques reste à déterminer.

L'environnement constitue pour nous le seul « système entretenant la vie », le seul milieu dans lequel nous puissions vivre. Or, au seuil du XX^{e} siècle, certains indices révèlent que nous mettons ce milieu en péril.

Le Canada, comme plusieurs autres pays, a institué un programme de production de rapports sur l'état de l'environnement à l'intention des Canadiens qui s'intéressent à cette question. Il peut s'agir, par exemple, de fiches d'information, d'études, de bulletins et de bases de données; le programme prévoit également la publication de rapports nationaux quinquennaux, le prochain devant paraître en 1991. Ce programme se veut un partenariat dans le cadre duquel on fera de plus en plus appel à la contribution des autorités fédérales, provinciales et territoriales, et à celle de l'entreprise privée, des universités, des organismes non gouvernementaux et de tous les citoyens.

L'analyse et l'interprétation objectives et consciencieuses des données recueillies nous permettront de surveiller l'état de l'environnement et d'observer les principales tendances qui se dégagent à cet égard. Il sera tout aussi important de déterminer les causes de ces tendances que d'agir en vue de préserver et de mettre en valeur le milieu naturel. Une meilleure connaissance de l'état de l'environnement devrait nous inciter à protéger le milieu naturel en ayant recours à des processus décisionnels et gestionnels améliorés.

Les contaminants chez les oiseaux de mer du Canada se penche sur un aspect de l'état de santé de notre pays. Pour obtenir des renseignements supplémentaires au sujet des rapports sur l'état de l'environnement, prière d'écrire à l'adresse suivante :

État de l'environnement
Environnement Canada
Ottawa (Ontario)
K1A 0H3

Table des matières

Remerciements 8

Chapitre I

Introduction **9**

Les signes de problèmes dans les écosystèmes marins 10

La réponse scientifique 11

Chapitre II

Les contaminants **13**

Les pesticides organochlorés 13

Les produits chimiques industriels chlorés 15

La chronologie de l'utilisation des pesticides au Canada 16

La chronologie de l'utilisation des pesticides dans le monde 17

Les métaux lourds 17

Chapitre III

Le déplacement des contaminants **19**

La dynamique des composés organochlorés dans l'écosystème marin 19

La bioamplification 20

La dynamique des composés organochlorés chez les oiseaux de mer 21

Chapitre IV

Les preuves scientifiques des effets des contaminants sur la santé **25**

Les cas de mortalité d'oiseaux de mer causés directement par des pesticides organochlorés 25

Les effets sublétaux des pesticides organochlorés 26

Le DDE et l'amincissement de la coquille des œufs 26

Autres effets néfastes sur la reproduction 27

Les effets des BPC 28

Les effets des dioxines et des furanes 28

Les effets du mercure 28

Les effets du cadmium 29

Les effets du plomb 29

Chapitre V

La mesure de la contamination des oiseaux de mer et de leur environnement **31**

Les programmes de surveillance des oiseaux de mer, de 1968 à aujourd'hui 31

Les relevés portant sur les composés organochlorés et le mercure, de 1968 à aujourd'hui 34

Les oiseaux de mer, des indicateurs de la pollution environnementale 35

Définition d'un indicateur 35

Les avantages des oiseaux de mer comme baromètres par rapport à d'autres espèces du milieu marin 37

L'évaluation de l'utilisation des oiseaux de mer comme espèces-baromètres 37

Chapitre VI
L'étendue de la contamination d'après les relevés et les programmes de surveillance **39**
Les premiers relevés, de 1968 à 1972 39
La géographie de la contamination sur la côte de l'Atlantique 39
L'estuaire du Saint-Laurent 39
Le golfe du Saint-Laurent 40
La baie de Fundy 44
La plate-forme continentale Scotian 44
Les Grands Bancs de Terre-Neuve et le sud du Labrador 46
La contamination dans l'Arctique 46
La géographie de la contamination sur la côte du Pacifique 50
Le détroit de Géorgie 50
L'ouest et le nord de l'île de Vancouver 52
Le détroit d'Hécate et les îles de la Reine-Charlotte 52
Résumé des concentrations et des tendances générales 54
Perspective nationale 54
Perspective globale 56
La contamination par les dioxines et les furanes 56
Les teneurs en métaux lourds 56

Chapitre VII
La santé des oiseaux de mer et l'état des populations au Canada **61**
La santé des oiseaux de mer 61
L'état des populations d'oiseaux de mer du Canada 61
Les études récentes sur les oiseaux de mer 61
L'état actuel des populations d'oiseaux de mer 62

Chapitre VIII
La recherche sur les contaminants **65**
L'avenir du programme de surveillance des oiseaux de mer 65
Les nouvelles techniques 66
Tour d'horizon 66

Chapitre IX
Références **69**

Annexe 1
Autres grands groupes de polluants marins **75**

Annexe 2
L'analyse des composés organochlorés **77**

Annexe 3
Le régime alimentaire des oiseaux de mer du Canada **79**

Liste des figures et des tableaux

Figure 1. Structure moléculaire de certains composés organochlorés 13
Figure 2. Chronologie de l'utilisation des composés organochlorés en Amérique du Nord 16
Figure 3. Déplacement des composés organochlorés (COC) dans l'écosystème marin 19
Figure 4. Composés organochlorés présents dans une chaîne alimentaire de l'estuaire du Saint-Laurent 21
Figure 5. Composés organochlorés présents dans une chaîne alimentaire du Pacifique Nord 22
Figure 6. La dynamique des composés organochlorés (COC) chez un oiseau de mer 23
Figure 7. Comparaison des teneurs cérébrales minimales présentant un danger pour les oiseaux de mer 25
Figure 8. Sites d'échantillonnage des oiseaux de mer sur la côte de l'Atlantique 32
Figure 9. Sites d'échantillonnage des oiseaux de mer sur la côte du Pacifique 33
Figure 10. Sites d'échantillonnage des oiseaux de mer dans l'Arctique 36
Figure 11. Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant dans l'estuaire du Saint-Laurent, 1972–1988 41
Figure 12. Changements dans les teneurs en contaminants des œufs frais du Fou de Bassan de l'île Bonaventure, dans le golfe du Saint-Laurent, 1969–1984 43
Figure 13. Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant dans la baie de Fundy, 1972–1988 45
Figure 14. Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant à Terre-Neuve, 1968–1988 47
Figure 15. Concentrations des principaux contaminants dans les œufs d'oiseaux de mer de l'Arctique, 1975–1988 49
Figure 16. Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant dans le détroit de Géorgie, 1970–1985 51
Figure 17. Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant sur la côte ouest de l'île de Vancouver, 1970–1985 53
Figure 18. Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant sur les îles de la Reine-Charlotte, 1968–1985 55
Figure 19. Géographie de la contamination des œufs de Cormorans à aigrettes par les principaux furanes et dioxines, pendant les années 1980 57
Figure 20. Teneurs en mercure des œufs d'oiseaux de mer utilisés comme espèces-baromètres en 1971–1972 58
Figure 21. Changements dans les teneurs en mercure des œufs de trois espèces d'oiseaux de mer de la côte est du Canada 58
Figure 22. Teneurs en cadmium des reins, du foie et des tissus musculaires d'oiseaux de mer prélevés dans l'est du Canada en 1970 et 1971 58
Figure 23. Teneurs en plomb du tissu musculaire de la poitrine d'oiseaux de mer prélevés sur la côte est du Canada en 1971 (valeurs moyennes et maximales notées) 59
Tableau 1. État des populations d'oiseaux de mer du Canada 63
Tableau 3.1 Le régime alimentaire des oiseaux de mer du Canada 79

Remerciements

Les données du présent rapport proviennent d'études entreprises vers la fin des années 1960 par des biologistes du Service canadien de la faune. J'aimerais souligner l'importance de leur travail, qui se poursuit aujourd'hui dans le cadre du programme de la Division de l'évaluation et de la surveillance des substances toxiques, Direction générale des inventaires et de la toxicologie de la faune, Service canadien de la faune.

La production de ce rapport a mis à contribution un grand nombre de personnes. Je remercie tout particulièrement Susan Burns de la Division des publications scientifiques et techniques, qui a fait plusieurs relectures critiques de ce rapport et qui a collaboré à sa rédaction, et Raymonde Lanthier, qui en a révisé la version française. Je souhaite aussi remercier John Elliott (coauteur du rapport technique sur lequel le présent rapport se fonde en partie), Harry Ohlendorf de l'U.S. Fish and Wildlife Service, et les relecteurs des bureaux régionaux d'Environnement Canada qui ont formulé des commentaires utiles sur les premières versions du manuscrit. J'aimerais également remercier Terrence McRae qui a eu l'idée de ce rapport, et Hugh Boyd pour son aide lors des premières étapes du projet.

Chapitre I

Introduction

Du goéland qui cherche sa nourriture sur les plages à l'albatros qui vole à haute altitude en pleine mer, les oiseaux de mer comptent parmi les habitants les plus visibles des océans et des rivages. Comme d'autres plantes et animaux marins, ils constituent des maillons des chaînes alimentaires marines complexes. Certains des grands goélands chassent d'autres oiseaux de mer ou mangent leurs œufs, les Fous de Bassan plongent pour pêcher le maquereau et le calmar, et les pétrels nagent à la surface de l'océan où ils trouvent de minuscules particules alimentaires et des invertébrés pélagiques pour se nourrir.

Les animaux terrestres tirent également parti des chaînes alimentaires marines : le grizzli pêche le saumon du Pacifique, le lièvre arctique peut grignoter des algues, et le guano des colonies d'oiseaux de mer enrichit le sol des terres environnantes et, partant, leurs habitants.

Les gens font aussi partie des chaînes alimentaires marines. Le gagne-pain de nombreux Canadiens dépend directement des ressources de la mer. Les résidants de Terre-Neuve et les autochtones du Nord récoltent régulièrement des oiseaux de mer ou leurs œufs; le long des côtes de notre pays, des gens pêchent le poisson ou récoltent des algues marines ainsi que des crustacés pour se nourrir. Les pêches maritimes jouent un rôle important dans l'économie du Canada, leur contribution à cet égard s'étant élevée à plus de deux milliards de dollars en 1985.

Les régions côtières abritant une faune abondante tiennent une place importante dans la vie des Canadiens. Elles offrent de nombreuses possibilités d'activités de loisirs, de repos et de découvertes de la faune et de la flore. Les mammifères marins et les oiseaux coloniaux comme les Macareux moines présentent un attrait particulier pour les touristes.

De plus, les plantes et les animaux marins interviennent dans les processus écologiques nécessaires à la survie des espèces. Par exemple, le phytoplancton marin est probablement à l'origine de 90 % de la production primaire (conversion de l'énergie solaire en biomasse) de cette planète et il a ainsi des répercussions directes sur l'équilibre entre l'oxygène et le dioxyde de carbone dans l'atmosphère.

Des réactions spontanées entre des composés organiques dissous dans les océans préhistoriques sont à l'origine de la vie sur la Terre. Cependant, aujourd'hui, la mer renferme des composés organiques toxiques qui menacent l'existence de toutes les formes de vie. Parce qu'ils se dissolvent dans les tissus adipeux plutôt que dans l'eau et qu'ils résistent à la dégradation ou se décomposent en molécules d'une rémanence encore plus grande, les composés organochlorés synthétiques sont présents dans presque tous les organismes marins, des bactéries microscopiques aux plus gros cétacés. La contamination du milieu par ces composés et l'augmentation des teneurs en métaux lourds se sont produites au cours des cent dernières années.

La mesure des contaminants chez les oiseaux de mer est une façon de surveiiler l'apport et le devenir des composés organochlorés et des métaux lourds dans le milieu marin.

Service canadien de la faune

Le Macareux moine se nourrit de poissons et de zooplancton qu'il trouve au large en plongeant sous l'eau. Cet oiseau, qui niche dans des terriers, est la proie de mammifères comme le renard (si ce dernier a accès aux îles abritant des colonies) et d'oiseaux prédateurs comme le goéland.

Bien que le présent rapport ne porte pas sur les effets de ces substances sur les humains, il ne fait aucun doute que les contaminants présents dans les chaînes alimentaires marines peuvent menacer la santé humaine et les activités économiques. Afin de protéger les consommateurs humains contre les dangers possibles des produits de la mer, les organismes fédéraux ont élaboré des lignes directrices régissant les teneurs maximales en contaminants d'un certain nombre d'espèces commerciales.

De toute évidence, il est important de prévenir la contamination. La *Loi sur les produits antiparasitaires* du Canada impose des restrictions sur l'utilisation des pesticides, et la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* vise à réprimer les apports futurs de nombreuses autres substances toxiques dans notre environnement.

Les signes de problèmes dans les écosystèmes marins

La découverte de polluants rémanents dans l'environnement marin remonte, comme un grand nombre des problèmes environnementaux actuels, aux années 1960. À cette époque, Rachel Carson publiait *Printemps silencieux* dans lequel elle attribuait à l'utilisation répandue de pesticides toxiques d'importants dommages environnementaux. Carson (1968) attribuait au DDT principalement le grand nombre d'oiseaux morts observés dans les régions où des pesticides avaient été pulvérisés. Son livre fut à l'origine d'une vive controverse entourant les effets sur l'environnement du DDT et d'autres insecticides synthétiques chlorés. Certains voyaient dans ces produits une réponse aux problèmes mondiaux causés par les insectes vecteurs de maladies comme la malaria et le typhus, et une arme puissante contre les infestations d'insectes dans les forêts et les cultures. D'autres, à mesure que des rapports de plus en plus nombreux sur la mortalité d'espèces fauniques étaient publiés dans tous les coins de l'Amérique du Nord et de l'Europe, soutenaient que les insecticides organochlorés (p. ex., le DDT, la dieldrine, l'heptachlore et l'endrine) s'accumulaient dans l'environnement et constituaient ultimement un danger pour toutes les espèces vivantes.

D'abord, on s'est très peu occupé de l'environnement marin. Bien que des pesticides aient été pulvérisés sur des marais salés côtiers de certains pays et aient pénétré dans les océans par le biais des eaux contaminées et des déchets, on croyait que l'immense volume des océans pouvait diluer ces produits à des concentrations négligeables.

Toutefois, cette attitude a changé quand on a commencé à observer des problèmes chez les populations d'oiseaux de mer. L'un des cas les plus anciens remonte à 1964, dans la mer de Wadden aux Pays-Bas, où l'on a observé des centaines de spatules, de sternes, de cormorans et d'eiders moribonds présentant des symptômes caractéristiques d'une intoxication par des pesticides (Koeman et collab., 1968). Des recherches ont mis en évidence la présence de pesticides organochlorés comme la dieldrine, l'endrine et la télodrine dans les tissus de ces oiseaux, les plus fortes concentrations étant observées chez les oiseaux recueillis près d'une usine locale de pesticides. Vers la même époque, Moore et Tatton (1965) signalaient la présence d'un certain nombre de contaminants organochlorés dans les œufs d'oiseaux de mer en Grande-Bretagne.

Dans les quelques années qui ont suivi, les chercheurs ont signalé des problèmes chez les oiseaux de mer de l'Amérique du Nord. Des concentrations élevées de DDT ont été détectées dans les poissons et les oiseaux piscivores du port de Los Angeles vers la fin des années 1960. Les populations de Pélicans bruns et de Cormorans à aigrettes diminuaient, et de nombreux biologistes croyaient que les échecs de la nidification étaient dus à la présence de DDT dans les œufs (Blus et collab., 1971; Gress et collab., 1973). On a constaté qu'une fabrique locale de DDT, qui rejetait ses

Même si presque toutes les utilisations de pesticides organochlorés sont présentement interdites ou restreintes au Canada, la contamination du milieu marin continue de préoccuper le public. Ces préoccupations se reflètent dans les médias.

La chasse dans l'Arctique

La contamination, un problème majeur

Laurie Sarkadi
Presse Canadien
BROUGHTO

"Bien".
Tel est u
décrire la m
Il a brièt
pour démê
de son vil

La contamination chimique fait de plus en plus de ravages chez les mammifères marins

La contamination chimique ravage de plus en plus les populations de mammifères marins d l'estuaire du Saint-Laurent s'il faut se fier au nombre des échouages de bêtes mortes qui on été observés en 1988. Un record.

par RAYMOND GAGNE
LE SOLEIL

Pour sauver les bélugas il faut dépolluer le fleuve

CONRAD BERNIER

Lors du lancement, hier, à Montréal, du livre *Pour l'avenir du béluga* - un ouvrage de 300 pages publié aux Presses de l'Université du Québec et qui contient une synthèse des communications présentées dans le cadre du Forum international pour l'avenir du béluga, à Tadoussac, en septembre 1988 - les porte-parole du Comité du suivi du forum ont clairement établi que l'ouvrage s'adresse d'abord aux décideurs, c'est-à-dire, aux gouvernements et aux entreprises responsables de la pollution du fleuve.

déchets dans le réseau d'égout de Los Angeles, était la source de cette contamination (Anderson et collab., 1975).

Au Canada, les biologistes qui étudiaient le Fou de Bassan de l'île Bonaventure, sur la côte de la Gaspésie au Québec, ont relevé un bon nombre d'œufs non éclos ou perdus mystérieusement (Nettleship, 1975). Le succès de la reproduction était très faible et la population des oiseaux de la colonie semblait diminuer. Comme dans le cas des pélicans de la Californie, la coquille de nombreux œufs de Fous de Bassan était très mince; dans neuf cas sur dix, les coquilles des œufs non éclos observés en 1969 étaient totalement dépourvues d'enveloppe externe (Elliott et collab., 1988*b*).

Les oiseaux piscivores des Grands Lacs ont également connu des problèmes de reproduction. Gilbertson (1974), Gilman et collab. (1977), et Weseloh et collab. (1983) ont signalé des cas d'échec de la reproduction et de difformité à l'éclosion chez les larinés (mouettes et goélands), les cormorans et les sternes nichant dans la région des Grands Lacs. Les polluants du réseau des Grands Lacs peuvent avoir des effets sur les populations d'oiseaux côtiers parce qu'ils sont transportés par les eaux du fleuve Saint-Laurent.

La réponse scientifique

Les problèmes de reproduction et la baisse des populations d'oiseaux piscivores tirant leur nourriture de la mer et de l'eau douce ont donné lieu à des études scientifiques portant sur les concentrations de contaminants chez les oiseaux de mer et dans l'environnement marin.

Une partie des travaux ont porté sur l'établissement d'un rapport entre les concentrations de produits chimiques toxiques dans les œufs et les cas d'échec de la reproduction observés chez un grand nombre d'oiseaux piscivores. Bien que des preuves circonstancielles semblaient indiquer un lien entre ces deux éléments, on n'avait pas réussi à déterminer le mécanisme par lequel les produits chimiques modifiaient le processus de reproduction. Certains scientifiques ne croyaient pas à l'existence d'une relation de cause à effet, et cette controverse a ralenti le processus de mise en œuvre de restrictions plus sévères touchant l'utilisation des insecticides organochlorés.

D'autres recherches ont été axées sur l'étude des effets observés dans les colonies. Depuis la fin des années 1960, les biologistes du Service canadien de la faune ont visité des colonies d'oiseaux de mer et ont mesuré les changements dans les effectifs, le succès de la reproduction, l'épaisseur des coquilles d'œufs, les taux d'éclosion, la fréquence des malformations congénitales chez les oisillons, et même les changements subtils de la biochimie et de la structure des tissus. Ils ont prélevé des œufs et des tissus de nombreuses espèces d'oiseaux de mer se reproduisant au Canada et les ont analysés afin de détecter la présence de contaminants. Les scientifiques ont tenté d'établir si les effets observés devaient être attribués à des produits chimiques toxiques ou à d'autres facteurs. Les populations d'oiseaux de mer peuvent diminuer pour de nombreuses raisons, y compris des taux élevés de noyade dans les filets de pêche, la chasse ou le piégeage des adultes, la cueillette des œufs ou la perturbation des colonies d'élevage, l'introduction de mammifères prédateurs, la compétition due aux pêches ou la destruction des habitats[1].

Le présent compte rendu est basé sur un rapport technique du Service canadien de la faune (Noble et Elliott, 1986), qui examinait une bonne partie des données disponibles sur les contaminants chez les oiseaux de mer du Canada. Il décrit brièvement les contaminants et leur comportement, et il présente les résultats d'un programme mis sur pied par le Service canadien de la faune dans les années 1960 afin de suivre l'évolution des concentrations de contaminants environnementaux chez les oiseaux de mer des côtes Est et Ouest ainsi que de l'Arctique.

[1] Les activités humaines ne sont pas toutes néfastes pour les oiseaux de mer. De nombreuses espèces (les larinés, les fulmars, les puffins et les pélicans) ont appris à tirer avantage des populations humaines en suivant, par exemple, les bateaux de pêche ou en cherchant leur nourriture dans les décharges. D'autres espèces nichent sans problèmes dans des habitats artificiels comme les digues, les brise-lames ou les immeubles.

Chapitre II

Les contaminants

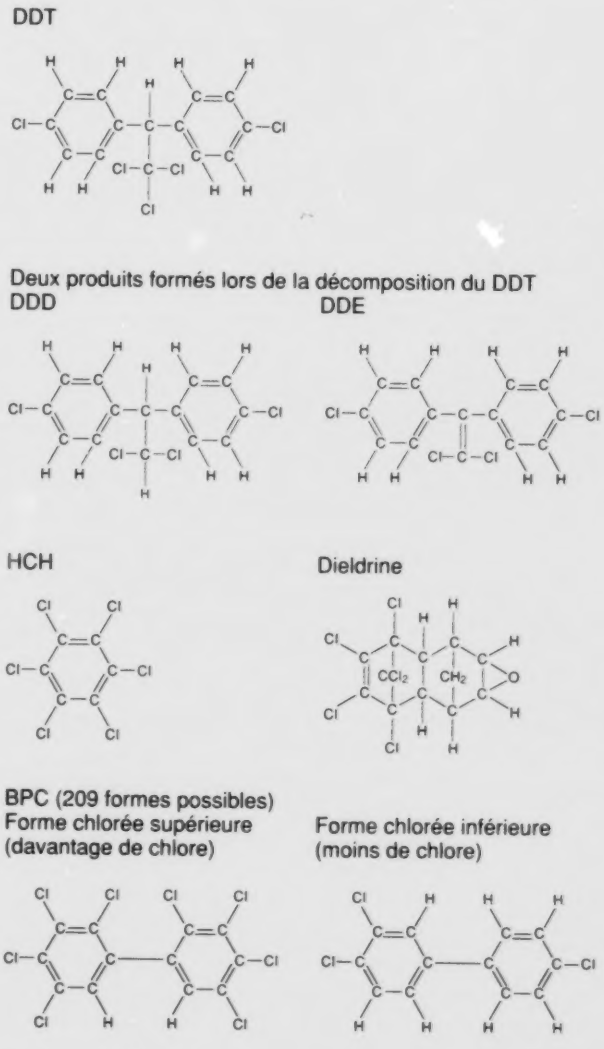
L'un des effets des activités humaines du dernier siècle a été la synthèse et la production de plus de 50 000 nouvelles substances chimiques, dont un grand nombre sont facilement dégradées en nouveaux composés par des processus naturels. Les activités humaines ont également entraîné une augmentation des concentrations de certaines substances présentes naturellement dans l'environnement. Les recherches signalées dans le présent rapport ont porté sur les concentrations de pesticides chlorés liposolubles, les produits chimiques industriels chlorés, et le mercure, le plomb et le cadmium dans l'environnement marin canadien. Dans l'annexe 1, on traite brièvement d'autres polluants marins comme les hydrocarbures (marées noires), les radionucléides (provenant de centrales nucléaires et d'essais d'armes nucléaires), et les matières non biodégradables comme les plastiques et la mousse de polystyrène.

Les pesticides organochlorés

Les premiers pesticides synthétiques (première génération) étaient des composés organochlorés, appelés également hydrocarbures chlorés; ces composés étaient essentiellement formés de carbone, d'hydrogène et de chlore (figure 1). Parmi les pesticides organochlorés, on compte la dieldrine, l'heptachlore, le chlordane, l'hexachlorocyclohexane (HCH), le mirex, le toxaphène et le dichlorodiphényltrichloréthane (DDT), qui se dégrade principalement en dichlorodiphényldichloroéthane (DDD) et en dichlorodiphényldichloroéthylène (DDE). Le Canada n'a jamais fabriqué de pesticides organochlorés et il n'y a eu aucun cas d'application directe de pesticides dans les eaux des océans bordant les côtes canadiennes; toutefois, les pesticides organochlorés ont été très utilisés dans la lutte contre les ravageurs agricoles et forestiers, et ils ont atteint les océans indirectement.

Le *DDT*, un insecticide aux applications multiples, a d'abord été utilisé en Amérique du Nord dans le cadre de campagnes d'hygiène publique (lutte contre les poux) et en agriculture, au cours des années 1940 (Carson, 1968). Son coût peu élevé et son efficacité remarquable contre les ravageurs agricoles expliquent sa grande popularité. Au Canada, le DDT a été utilisé dans la lutte contre les insectes

Figure 1
Structure moléculaire de certains composés organochlorés



Daniel G. Busby

Dans les années 1950 et 1960, le DDT a été pulvérisé du haut des airs sur les forêts du Québec et du Nouveau-Brunswick dans la lutte contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette, qui ravage les arbres dont l'industrie des pâtes et papiers a besoin.

piqueurs et la tordeuse des bourgeons de l'épinette et dans la répression des insectes nuisibles des vergers, des pelouses et des cultures de légumes et de tabac, jusqu'à ce que des restrictions soient imposées au début des années 1970. Il a été employé principalement pour les pulvérisations sur les forêts. Ainsi, plus de 7 millions de kilogrammes de DDT ont été pulvérisés sur les forêts du Nouveau-Brunswick et du Québec entre le début des années 1950 et la fin des années 1960 (Nigam, 1975).

Le DDT est habituellement très stable dans le sol ou dans l'eau mais, dans les organismes, il peut être décomposé par des processus métaboliques en ses produits de dégradation, le DDD et le DDE. La rémanence du DDE, qui était à peu près inconnue au cours des premières années de l'utilisation du DDT, entraîne son accumulation dans les tissus biologiques et sa bioamplification dans les chaînes alimentaires (voir l'encadré de la page 22).

La *dieldrine* et l'aldrine (qui se dégrade rapidement en dieldrine) ont été largement utilisées au Canada, principalement dans la répression des ravageurs vivant dans le sol et s'attaquant aux cultures (le ver fil de fer et le charançon des racines, p. ex.), mais aussi sur les pelouses et sur les terrains de golf ainsi que pour le traitement des semences (Frank et collab., 1975). Ces composés étaient habituellement appliqués directement sur le sol. Tout comme le DDT, la dieldrine persiste longtemps dans le sol et les tissus biologiques.

L'*heptachlore* aussi été très utilisé au Canada sur les cultures et pour la protection des semences et des bulbes. Comme la dieldrine, il était souvent appliqué sur le sol. L'heptachlore se décompose rapidement en époxyde d'heptachlore, un contaminant rémanent dans la plupart des systèmes biologiques.

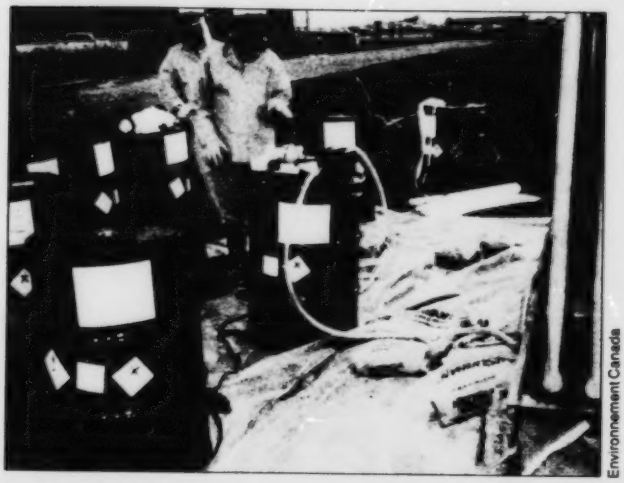
Le *chlordane technique* est un mélange de produits chimiques qui comprend, outre le chlordane, de l'heptachlore et des nonachlores (Cochrane et Greenhalgh, 1976). Bien que le composant heptachlore soit dégradé en époxyde d'heptachlore, l'un des produits de dégradation les plus rémanents du chlordane observé chez les oiseaux de mer est l'oxychlordane. En plus d'être rémanent, l'oxychlordane est plus toxique que la plupart des autres produits organochlorés (Stickel et collab., 1979). Le taux de rétention des divers produits de décomposition du chlordane varie d'une espèce à l'autre.

L'*hexachlorocyclohexane* (HCH) a été très utilisé au Canada jusqu'en 1970 dans la lutte contre les ravageurs vivant dans le sol, les insectes xylophages, les poux et les tiques du bétail, et comme insecticide domestique. Le BHC, qui est la formulation originelle de ce pesticide, est constitué d'un mélange des isomères alpha, bêta et gamma de l'HCH, et il est encore utilisé largement à l'extérieur de l'Amérique du Nord. L'HCH est moins rémanent que les autres composés organochlorés et on le trouve rarement à de fortes concentrations chez les oiseaux (Kan, 1978). La formulation présentement utilisée est le lindane, qui est constitué à plus de 99 % d'HCH gamma. (Le lindane n'a pas été utilisé au Canada pour le traitement du bois destiné à l'exportation depuis la fin des années 1970. Auparavant, on avait signalé la contamination des sédiments d'estuaires et de baies de la côte de la Colombie-Britannique par le lindane rejeté dans les eaux de lavage et les résidus après avoir été utilisé pour protéger le bois destiné à l'exportation.)

L'utilisation de l'*hexachlorobenzène* (HCB) comme fongicide au Canada a été interdite en 1970. Toutefois, les effluents industriels sont encore contaminés par ce composé ainsi que par d'autres benzènes chlorés (Hallett et collab., 1982). L'HCB ne semble pas être facilement métabolisé par les oiseaux et son taux de rémanence dans les tissus est très élevé (Kan, 1978).

Le *mirex*, qui est utilisé aux États-Unis dans la répression des fourmis rouges, n'a jamais été homologué comme pesticide au Canada. Il est parfois utilisé comme ignifugeant et sa présence a été détectée dans des effluents industriels déversés dans les Grands Lacs (Norstrom et collab., 1980).

Le *toxaphène* est un pesticide aux applications multiples qui a été utilisé au Canada dans la répression des insectes nuisibles et dans les programmes d'élimination d'espèces de poisson (Eisler et Jacknow, 1985). Sa bioamplification dans les chaînes alimentaires aquatiques a été démontrée, mais il n'est habituellement pas détecté chez



Environnement Canada

Des travailleurs vident des transformateurs contenant des BPC, à l'aéroport de Dorval, près de Montréal.

les oiseaux. Son utilisation dans la lutte contre certaines espèces de poisson a cessé vers 1970, et toutes ses utilisations ont été interdites au Canada en 1980.

Les produits chimiques industriels chlorés

Les produits chimiques industriels chlorés diffèrent des pesticides du fait qu'ils ne sont pas appliqués directement; toutefois, ces deux types de produits sont rejetés tant intentionnellement qu'accidentellement dans l'environnement. Les composés organochlorés de ce groupe sont les biphényles polychlorés (BPC), les dibenzo-p-dioxines polychlorées, les dibenzofuranes polychlorés, et l'HCB. (L'HCB est traité dans la section des pesticides organochlorés.)

Les *BPC*, qui sont les plus connus des contaminants industriels chlorés, ont une structure de base à deux anneaux avec dix points d'attache pour le chlore (figure 1), ce qui donne plus de 200 structures possibles (congénères). Les congénères diffèrent par la quantité de chlore qu'ils renferment. La plupart des mélanges techniques (mélanges produits par des procédés commerciaux ordinaires) contiennent des congénères à 36 liaisons chlore. Les BPC ont servi à une vaste gamme d'emplois, notamment comme fluides hydrauliques, lubrifiants, plastifiants, diluants de pesticides et, le plus souvent, dans les systèmes de transfert thermique en circuit fermé d'appareils électriques (Nisbet et Sarofim, 1972; Tanabe, 1988).

Depuis 1972, la Monsanto Corporation, qui est le seul fabricant de BPC en Amérique du Nord, a restreint les ventes de ce produit, sauf pour les utilisations en circuit fermé (Peakall, 1972). Néanmoins, en 1977, les dangers présentés par les utilisations des BPC ont été l'un des principaux motifs de l'adoption de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement* et de la *Toxic Substances Control Act* des États-Unis, qui interdisaient toutes les utilisations non électriques des BPC (Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement, 1986). L'incendie à l'entrepôt de BPC de Saint-Basile-le-Grand (Québec) a fait naître au sein de la population des craintes au sujet des BPC. En 1988, le Conseil canadien des ministres de l'Environnement s'est engagé à éliminer tous les BPC utilisés au Canada d'ici 1993. En 1989, des règlements très sévères régissant le transport, l'entreposage et l'élimination des BPC sont entrés en vigueur.

Les BPC continuent de pénétrer dans le milieu marin par le biais de déversements accidentels, d'effluents industriels, de fuites de transformateurs, du rejet en mer de déchets contenant des BPC, et de l'incinération, à des températures trop faibles, de produits imprégnés de BPC. Dans une publication récente, Tanabe (1988) a évalué à 375 000 t la quantité de BPC présents dans l'environnement. On croit que la plus grande partie de ceux-ci (61 %) se trouvent dans l'eau des océans.

Bien que tous les BPC soient chimiquement stables et, par conséquent, très rémanents, les isomères moins chlorés tendent à être métabolisés plus facilement par les oiseaux. En fait, les BPC se comportent de façon très semblable aux composés du DDT dans l'environnement marin. Le DDE et les isomères plus chlorés des BPC sont plus souvent observés chez les animaux dont les proies occupent des niveaux trophiques plus élevés (Tanabe et collab., 1984).

Les *dioxines et furanes chlorés* constituent un autre groupe de produits chimiques industriels particulièrement dangereux. Leur présence a été détectée récemment chez les Goélands argentés des Grands Lacs, les Grands Hérons et les Cormorans pélagiques du détroit de Géorgie, et chez les Cormorans à aigrettes de tout le Canada. Les sources vraisemblables de dioxines et de furanes dans l'environnement ont été repérées; il s'agirait des chlorophénols utilisés dans l'industrie du bois, du blanchiment de la pâte de bois à l'aide de chlore, de l'incinération de produits contenant du chlore (y compris les additifs utilisés dans l'essence au plomb et le carburant pour moteur diesel), et des contaminations accidentelles lors de la fabrication d'herbicides communs (Elliott et collab., 1988*a*). Un isomère (la 2,3,7,8-tétrachlorodibenzo-p-dioxine ou 2,3,7,8-TCDD) est toxique même à des doses de quelques microgrammes par kilogramme (µg/kg, soit l'équivalent de quelques parties par milliard). Des recherches sont actuellement en cours afin de trouver les sources des dioxines et des furanes observés chez les oiseaux piscivores de la côte Ouest et de déterminer si ces contaminants ont des effets sur la santé des oiseaux de mer. En 1980–1981, les chimistes ont mis au point des tests pour

détecter la présence des dioxines et des furanes. Bien qu'une analyse rétrospective des œufs et des tissus stockés dans la Banque nationale de spécimens (voir l'encadré) soit possible, la plupart des données sur ces microcontaminants chez les oiseaux de mer ont commencé à être recueillies au cours des années 1980.

La chronologie de l'utilisation des pesticides au Canada

C'est au cours des années 1950 et 1960 que la plupart des pesticides organochlorés (le DDT, l'aldrine/dieldrine, l'heptachlore, le toxaphène, l'HCH) ont été le plus utilisés. Par exemple, entre 1952 et 1969, plus de 5 millions de kilogrammes de DDT ont été pulvérisés chaque année sur les forêts du Nouveau-Brunswick, et des quantités moindres en Nouvelle-Écosse, sur l'île du Prince-Édouard, au Québec et dans le Maine (Nigam, 1975).

Les restrictions les plus anciennes touchant l'utilisation des pesticides organochlorés sont entrées en vigueur entre 1969 et 1971 (figure 2), de plus en plus d'études indiquant que ces substances présentaient des dangers (Noble et Elliott, 1986). Vers le milieu des années 1970, des restrictions encore plus sévères ont été imposées pour le DDT, l'aldrine/dieldrine et l'heptachlore. Toutefois, à cause des réserves existantes, l'utilisation de certains de ces pesticides s'est probablement poursuivie pendant plusieurs années. Au cours des années 1970, le chlordane, qui a remplacé les pesticides interdits, a fait l'objet d'une utilisation accrue au Canada, mais la plupart de ses utilisations ont également été interdites en 1978. Le toxaphène a été interdit en 1980.

Les analyses rétrospectives

À mesure que les techniques d'analyse s'améliorent, notre capacité à détecter et à identifier différents composés augmente. C'est pourquoi des portions de chaque échantillon prélevé sont entreposées dans un congélateur spécial de la Banque nationale de spécimens située à Hull (Québec) (Elliott et collab., 1988*c*).

Des températures d'entreposage inférieures à $-40\ ^{\circ}C$ évitent toute dégradation ultérieure de la plupart des contaminants organiques. Par conséquent, des séries complètes d'échantillons sont disponibles pour des analyses, au besoin. L'analyse rétrospective d'une série d'échantillons permet aux chercheurs d'appliquer les mêmes techniques d'analyse à tous les échantillons et rend possible l'identification de substances qui ne pouvaient être analysées, faute de technique, lors des prélèvements.

Figure 2
Chronologie de l'utilisation des composés organochlorés en Amérique du Nord

1929	Première production commerciale de BPC
1947	Première utilisation du DDT à grande échelle
1950–1960	Premières utilisations de la dieldrine et de l'heptachlore
1960–1970	Utilisation maximale des pesticides organochlorés
1965	La diminution de la population de Faucons pèlerins attire l'attention sur le DDT
1970	Premières restrictions sur l'utilisation de l'HCB, de l'HCH, du toxaphène et de l'heptachlore. (On a continué d'utiliser ce dernier produit dans le Midwest des États-Unis.)
	Réduction de l'utilisation du mercure dans les usines de chlore-alcalis
	Des recherches scientifiques confirment la présence de BPC dans l'environnement aux États-Unis
1971	Premières restrictions sur l'utilisation du DDT et de la dieldrine
1972	Les fabricants de BPC commencent de leur plein gré à limiter les ventes de ce produit
1973	Interdiction de l'utilisation de l'HCB comme fongicide
1975	Interdiction de l'utilisation du DDT, sauf pour quelques utilisations mineures
1976	Interdiction de presque toutes les utilisations de l'heptachlore
	Adoption de la *Toxic Substances Control Act* aux États-Unis
	Adoption de la *Loi sur les contaminants de l'environnement* au Canada, interdisant toute utilisation de BPC dans des systèmes non clos
1978	Imposition de certaines restrictions sur l'utilisation du chlordane au Canada
	Toute utilisation du mirex est interdite aux États-Unis
1980	Le Mexique impose des restrictions sur l'utilisation du DDT, de l'HCH, de la dieldrine et de l'heptachlore
	Restrictions supplémentaires sur l'utilisation du toxaphène au Canada
1980–1981	Mise au point par des chimistes de méthodes de détection des dibenzodioxines chlorées et des dibenzofuranes chlorés
1982	Restrictions imposées sur l'heptachlore dans le Midwest des États-Unis
1985	Fin de l'homologation de tous les produits du DDT au Canada
1986	Restrictions supplémentaires sur l'utilisation du chlordane
1988	Adoption de la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement*
	Fin de l'utilisation des stocks existants des produits du DDT qui ne sont plus homologués
1990	Fin de la fabrication de la dieldrine, de l'aldrine et de l'endrine

En 1989, les pesticides organochlorés ci-dessous étaient homologués au Canada.

Produit chimique	Utilisation autorisée
méthoxychlore	culture de légumes
endosulfane	culture de légumes
lindane	bétail, vergers
	traitement des semences de colza
chlordane	répression des termites
aldrine/dieldrine	répression des termites
heptachlore	trempage des semences de pépinières
dicofol	vergers
endrine	céréales, colza, pommes de terre, lin, moutarde

Le méthoxychlore, l'endosulfane et le lindane ne semblent pas persister longtemps dans l'environnement. Le chlordane, l'aldrine et la dieldrine ne peuvent être appliqués que par des techniciens autorisés et un permis provincial doit être obtenu pour chaque application. L'endrine n'est pas utilisée au Canada depuis plusieurs années. Les quelques utilisations de la dieldrine et de l'heptachlore que l'on trouve encore dans les pépinières ne contribuent probablement pas de façon significative aux concentrations de contaminants environnementaux à l'extérieur des serres. Les effets du dicofol (qui peut contenir des composés du DDT) sont présentement étudiés. L'homologation de tous les produits contenant du DDT a pris fin en 1985, mais l'utilisation et la vente des stocks existants ont été autorisées jusqu'au 31 décembre 1990. Les produits qui ne sont plus homologués étaient utilisés, en vertu de permis, dans la répression des chauves-souris. L'Ontario était la seule province à délivrer encore de nombreux permis et cette pratique a pris fin en 1988 en raison des pressions exercées par des sociétés de naturalistes.

La chronologie de l'utilisation des pesticides dans le monde

Le calendrier de l'utilisation des pesticides puis des restrictions touchant ces produits aux États-Unis est très semblable à celui du Canada, à quelques exceptions près (figure 2). Par exemple, l'utilisation de l'heptachlore a été autorisée dans la plupart des États du Midwest jusqu'en 1982. Les applications du pesticide mirex ont été permises aux États-Unis jusqu'en 1978 et, jusqu'en 1982, le toxaphène a été largement utilisé contre les ravageurs du coton. À cause de la plus grande superficie de terre arable que l'on trouve aux États-Unis, la quantité totale de tous les pesticides utilisés dans ce pays est d'environ dix fois supérieure à celle du Canada.

Les règlements régissant l'utilisation des pesticides organochlorés en Europe de l'Ouest ont été mis en vigueur à peu près en même temps qu'en Amérique du Nord. Toutefois, étant donné que les pays en développement ont de plus en plus adopté les pratiques agricoles occidentales, l'utilisation des pesticides organochlorés dans ces pays a augmenté de façon marquante, le DDT et le BHC y étant probablement les pesticides les plus courants. L'utilisation de pesticides dans ces régions est sans doute à l'origine d'une certaine partie de l'apport continu de composés organochlorés dans l'atmosphère et de leur transport à grande distance dans d'autres régions du monde.

L'utilisation des pesticides organochlorés en Amérique latine peut avoir des répercussions importantes sur les populations d'oiseaux de mer du Canada qui hivernent dans le golfe du Mexique (dont les Fous de Bassan) ou plus au sud (dont les Sternes pierregarins et les Sternes arctiques). En Amérique latine, les principaux utilisateurs de pesticides sont le Brésil et le Mexique, mais les quantités utilisées dans ces pays sont nettement inférieures à celles employées aux États-Unis au cours des années 1960. Des règlements adoptés vers le milieu des années 1980 par des pays tels l'Équateur, le Mexique, le Pérou et le Venezuela ont entraîné une diminution de 20 % de l'utilisation des pesticides organochlorés en Amérique latine entre 1978 et 1984 (Burton et Philogene, 1986). De nombreux pays ont commencé à utiliser des pesticides contenant des organophosphates et des pyréthroïdes, dont la rémanence est moins grande, de sorte que l'utilisation des pesticides organochlorés en Amérique latine a vraisemblablement dépassé son point culminant.

Les métaux lourds

Les métaux lourds auxquels on attribue présentement des effets néfastes sur la santé des oiseaux de mer sont le plomb, le cadmium et le mercure, qui sont tous des éléments que l'on trouve à l'état naturel dans l'environnement (Noble et Elliott, 1986).

Le *mercure* est présent naturellement dans les océans à de faibles concentrations n'ayant pas d'effets sur les organismes marins. Toutefois, les concentrations élevées attribuables aux activités anthropiques peuvent être extrêmement dangereuses.

Au Canada, les principales sources anthropiques de mercure étaient, pendant les années 1960, les usines de chlore-alcalis produisant des agents de blanchiment et d'autres liquides caustiques, et les usines de pâtes utilisant des myxomycéticides mercuriels (Fimreite et collab., 1971). Ces industries se trouvaient surtout sur les rives de grands cours d'eau comme le fleuve Saint-Laurent, de même que le long de la côte (p. ex., dans la baie des Chaleurs, au Nouveau-Brunswick, et dans le détroit de Géorgie, en Colombie-Britannique).

En 1970, on a mis en vigueur des lois et des règlements visant à réduire les rejets de mercure de toutes les sources possibles, y compris les fonderies, les usines d'épuration d'eaux usées municipales et les usines de pâtes. Une autre utilisation du mercure — comme apprêt pour le traitement des semences — a été interdite en 1973.

Aujourd'hui, les sources anthropiques de mercure dans l'environnement comprennent les anciens sites industriels d'où le mercure est lessivé, les procédés de fonderie, les centrales alimentées au charbon ainsi que la libération d'une partie du mercure présent dans le sol après le remplissage des réservoirs des barrages hydroélectriques (Bodaly et collab., 1984).

La plus grande partie du mercure ainsi libéré est inorganique, mais les bactéries peuvent le transformer en méthylmercure. Le méthylmercure diffère des formes inorganiques du mercure du fait qu'il est aisément absorbé par les organismes à partir de la nourriture et, comme les composés organochlorés, qu'il est facilement bioaccumulé dans la chaîne alimentaire (Scheuhammer, 1987). Il est chimiquement stable et tend à s'accumuler dans divers tissus, dont les tissus musculaires. Comme la plus grande partie du mercure accumulée dans le tissu des poissons est sous forme de méthylmercure, les oiseaux piscivores sont surtout exposés à ce dernier.

La capacité de bioaccumulation du mercure dans les chaînes alimentaires aquatiques a été mise en évidence par la présence de fortes concentrations de mercure chez les oiseaux piscivores ayant fait l'objet d'échantillonnages vers la fin des années 1960, dans des secteurs voisins d'usines de chlore-alcalis ou d'usines de pâtes utilisant des myxomycéticides (Fimreite et collab., 1971).

Le *cadmium*, un autre élément que l'on trouve naturellement dans l'environnement, est souvent présent en concentrations élevées dans les organismes marins. En Grande-Bretagne, les oiseaux de mer se nourrissant de zooplancton pélagique, par exemple, les macareux et les pétrels (Osborn et collab., 1979) ainsi que leurs prédateurs (Hutton, 1981), présentaient les concentrations tissulaires de cadmium les plus élevées. Parmi les sources industrielles de cadmium au Canada, on compte les mines de métaux communs, les fonderies, les usines d'engrais ainsi que les centrales thermiques.

Le *plomb* est un contaminant observé dans les effluents des fonderies de plomb, des centrales thermiques et des mines de métaux, dans les boues d'eaux usées ainsi que dans les émissions des véhicules automobiles. Là où l'on chasse les oiseaux de mer, par exemple, à Terre-Neuve et dans certaines parties de l'Arctique, il est possible que ces oiseaux soient intoxiqués par le plomb des grenailles incarnées, mais aucun cas n'a encore été signalé; ce problème touche également une partie de la sauvagine de l'intérieur des terres. Le plomb présent dans les tissus des oiseaux de mer peut lui aussi avoir des répercussions sur les prédateurs de ces oiseaux.

Chapitre III

Le déplacement des contaminants

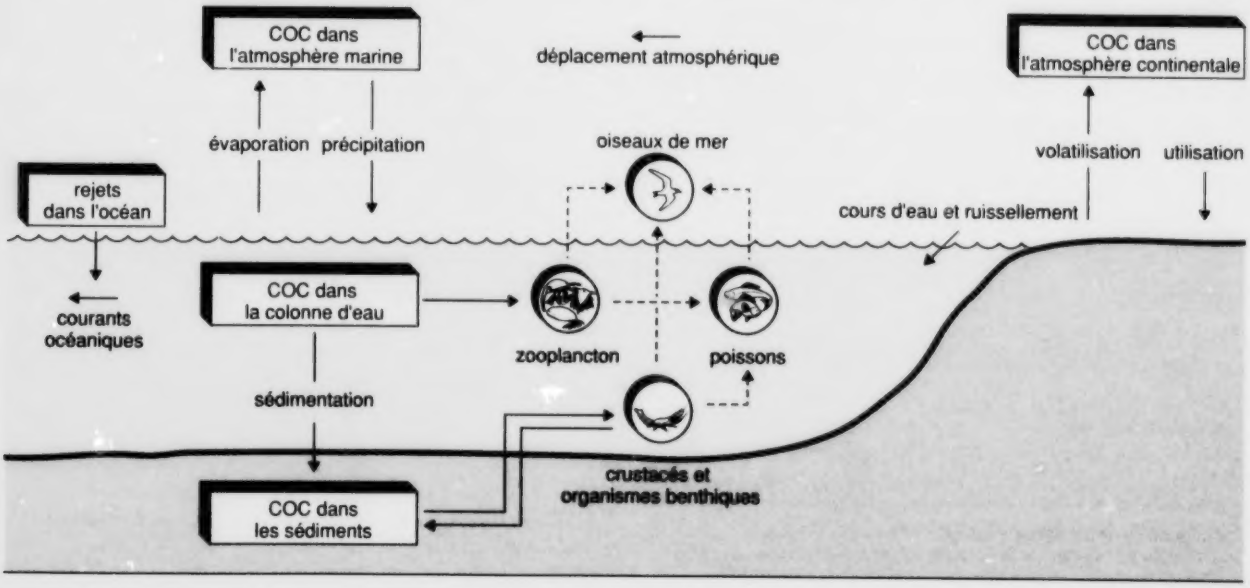
Vers les années 1960, le DDT et d'autres contaminants organochlorés étaient déjà répandus dans les régions les plus reculées de la planète. Bogan et Bourne (1972) ont trouvé, en 1969, un Goéland bourgmestre moribond sur l'île Bear, dans l'Arctique (au nord de la Norvège), dont le foie présentait de fortes teneurs en DDT et en BPC. Sladen et collab. (1966) ont trouvé du DDT et des BPC dans les œufs du Manchot d'Adélie dans la zone subantarctique. Étant donné que cette espèce ne migre pas à l'extérieur de cette zone, ceci constitue la preuve que les composés organochlorés peuvent être transportés sur de très grandes distances.

La dynamique des composés organochlorés dans l'écosystème marin

La plupart des composés organochlorés non confinés finissent par s'évaporer dans l'atmosphère (figure 3). Une fois qu'ils atteignent les couches supérieures de l'atmosphère, ils peuvent être transportés par des masses d'air pendant plusieurs mois avant d'être déposés à nouveau sur la terre ferme et les océans avec la pluie ou la neige (Norstrom et collab., 1988). Comme les composés organochlorés déposés à la surface de l'océan s'évaporent à nouveau, ceci crée un cycle continu. Le transport dans l'atmosphère est probablement la principale voie par laquelle les composés organochlorés atteignent l'océan.

L'écoulement des cours d'eau constitue une autre voie importante de pénétration des polluants dans les océans. Bien que les composés organochlorés ne se dissolvent pas aisément dans l'eau, ils se lient facilement aux petites particules transportées par le courant. Les polluants déposés sur les lacs ou déversés directement dans les cours d'eau sont transportés vers l'aval jusqu'à la côte. Par conséquent, les embouchures des rivières drainant d'importants bassins hydrographiques où l'on trouve des terres forestières traitées

Figure 3
Déplacement des composés organochlorés (COC) dans l'écosystème marin



par pulvérisation ou des zones agricoles sont susceptibles d'être fortement contaminées.

Les polluants industriels atteignent aussi les océans à cause des rejets directs des usines situées le long des côtes, de l'évacuation des eaux de cale des bateaux en mer ou dans les ports et de l'élimination des déchets en mer.

Dans les océans, les courants transportent les polluants en suspension sur de grandes distances. Certaines régions côtières du Canada peuvent recevoir une charge considérable de composés organochlorés charriés par des courants provenant de secteurs où l'on fait une utilisation intensive de pesticides. Par exemple, de nombreux produits chimiques utilisés en Californie peuvent être transportés vers le nord par le courant de Davidson jusqu'aux rives de l'île de Vancouver. Par contre, le courant du Labrador, qui s'écoule vers le sud dans le golfe du Saint-Laurent, a toutes les chances d'être relativement peu contaminé. La quantité de composés organochlorés transportés par les courants océaniques dépend de la densité des particules en suspension dans l'eau, et elle varie selon les saisons et en fonction de facteurs comme la température et la salinité.

Le déplacement des composés organochlorés à l'intérieur de la colonne d'eau est mal compris. Les polluants finissent par être transférés aux sédiments du fond océanique, plus rapidement dans les eaux peu profondes, et plus lentement là où l'eau est continuellement mélangée. Les composés organochlorés enfouis dans les sédiments sont inactifs et peuvent y demeurer pendant des siècles. Peu à peu, une certaine quantité pénètre à nouveau dans la colonne d'eau. Toutefois, de grandes quantités de ces substances peuvent être libérées si les sédiments sont soudainement perturbés, par exemple, lors d'opérations de dragage. Les estuaires reçoivent les matières en suspension transportées par l'écoulement des cours d'eau; par conséquent, de fortes concentrations de polluants peuvent être observées dans les sédiments et chez les organismes benthiques qui y sont associés, de même que chez les oiseaux de mer comme les Cormorans à aigrettes et les Guillemots à miroir, qui se nourrissent principalement de poissons benthiques.

Service canadien de la faune

Pendant la saison de la reproduction, les Goélands argentés se nourrissent sur la terre ferme et près du littoral. Ils s'adaptent facilement à la nourriture disponible, y compris les déchets.

La microcouche superficielle de l'océan constitue une autre zone de concentration des polluants. Cette microcouche est souvent riche en éléments nutritifs en raison tant de la forte densité de phytoplancton dépendant de la lumière solaire que du dépôt de particules atmosphériques à la surface. Les polluants atmosphériques tombent directement sur cette surface et sont absorbés par les fortes concentrations de particules grasses que l'on y trouve (Seba et Corcoran, 1969). Les concentrations plus élevées de composés organochlorés dans cette couche superficielle seraient à l'origine des teneurs élevées signalées chez certaines espèces d'oiseaux de mer se nourrissant à la surface de l'océan (Pearce et collab., 1979).

La bioamplification

Les animaux peuvent accumuler progressivement des contaminants si les quantités consommées sont supérieures aux quantités éliminées par excrétion et métabolisme. La bioamplification est le processus par lequel les contaminants sont accumulés en plus fortes concentrations à chaque niveau trophique de la chaîne alimentaire (voir l'encadré de la page 22). Les composés organochlorés liés aux matières particulaires sont absorbés par le petit zooplancton, qui est lui-même ingéré par le gros zooplancton et d'autres invertébrés marins. Les composés organochlorés liposolubles s'accumulent dans les tissus adipeux des poissons qui se nourrissent de zooplancton et sont transférés dans la chaîne alimentaire aux prédateurs de ces poissons, par exemple, les oiseaux de mer et les mammifères marins. Généralement, les concentrations de composés organochlorés chez les oiseaux de mer sont supérieures de plusieurs ordres de grandeur à celles des poissons, et celles des poissons sont plusieurs fois plus grandes que celles du zooplancton, qui sont elles-mêmes significativement plus élevées que celles de l'eau de mer environnante.

En ce qui a trait à la bioamplification des substances toxiques, c'est le nombre de maillons (niveaux trophiques) de la chaîne alimentaire qui est important, de même que la capacité de chaque espèce-proie à dégrader les produits chimiques toxiques. Ainsi, bien que les composés organochlorés s'accumulent facilement dans les tissus adipeux des poissons, on dispose de moins d'indices quant à leur accumulation dans les organismes d'invertébrés comme les moules ou les crustacés.

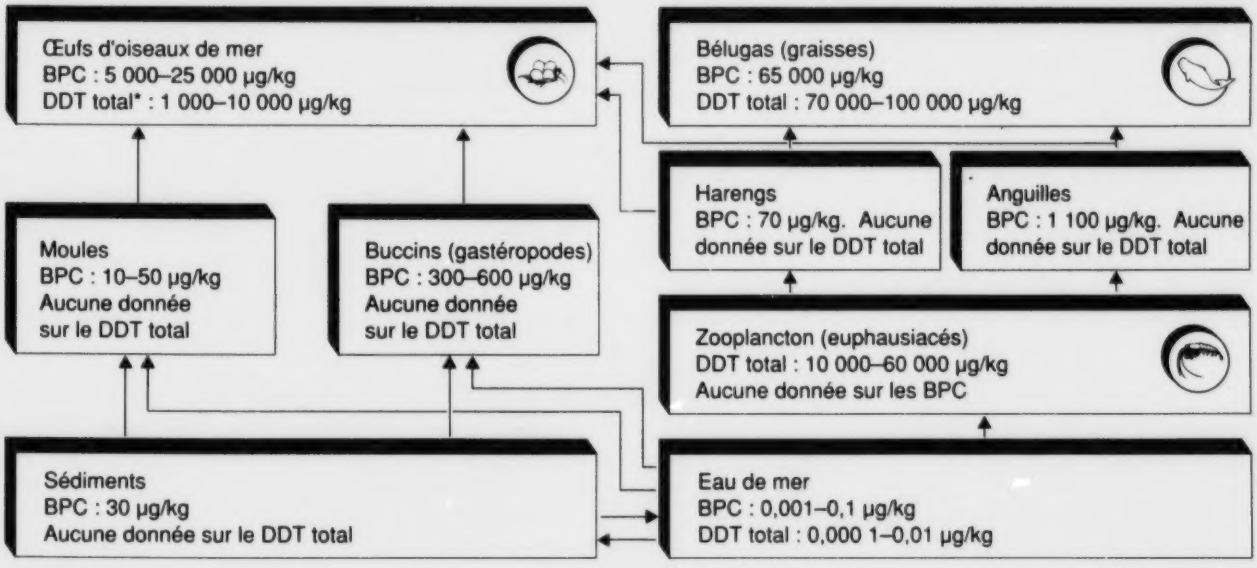
Les phoques, dont le régime alimentaire est semblable à celui des oiseaux de mer, présentent des concentrations équivalentes pour la plupart des composés organochlorés. Toutefois, certains mammifères marins (et plus particulièrement les petits cétacés) sont moins aptes à métaboliser des BPC donnés que les oiseaux de mer ou les mammifères terrestres (Tanabe et collab., 1987). Dans une étude des contaminants d'une chaîne alimentaire arctique, on a constaté que les ours polaires, qui se nourrissent de phoques, présentaient les plus fortes concentrations de la plupart des composés organochlorés. De plus, les proportions des différents composants différaient considérablement de celles de leurs proies (Muir et collab., 1988). À mesure que les molécules de composés organochlorés atteignaient des niveaux plus élevés de la chaîne alimentaire, les composés les plus facilement métabolisés étaient éliminés, de sorte que seules quelques formes particulièrement rémanentes se trouvaient en concentrations élevées chez le prédateur du niveau supérieur. Les figures 4 et 5 présentent des exemples de bioamplification dans deux écosystèmes marins.

La dynamique des composés organochlorés chez les oiseaux de mer

Les composés organochlorés pénètrent dans l'organisme des oiseaux de mer par l'alimentation (figure 6). Après avoir été absorbés par les voies gastro-intestinales, les produits chimiques pénètrent dans le système sanguin. Les composés organochlorés du sang passent dans le foie où une petite portion de ceux-ci sont détoxifiés, et le reste continue de circuler par les vaisseaux sanguins jusqu'à d'autres parties de l'organisme. Une certaine quantité est déposée dans les tissus adipeux qui forment, pour la plupart, une épaisse couche isolante sous-cutanée. Une importante proportion des composés organochlorés sont stockés dans cette couche, où ils restent immobilisés et relativement sans danger jusqu'à ce que ces matières grasses soient métabolisées.

Les composés organochlorés du système sanguin sont également transportés jusqu'au cerveau, où ils exercent leurs effets toxiques directement, c'est-à-dire sur le système nerveux central. Si les aliments consommés sont très contaminés, des quantités suffisantes de composés organochlorés peuvent être transportées au cerveau et avoir un effet grave sur la santé de l'oiseau. Les lésions du système nerveux central peuvent être à l'origine de convulsions, de tremblements et d'une perte de coordination. Ces symptômes empêchent l'oiseau de s'alimenter, de sorte qu'il commence à métaboliser les matières grasses accumulées. Ceci libère encore plus de composés organochlorés dans son système sanguin, ce qui accélère les lésions nerveuses et entraîne éventuellement la mort de l'oiseau.

Figure 4
Composés organochlorés présents dans une chaîne alimentaire de l'estuaire du Saint-Laurent



SOURCE : Delval et collab. (1986); Masse et collab. (1986); Noble et Elliott (1986).
* DDT total = DDD + DDE + DDT.

Les composés organochlorés stockés dans les tissus adipeux sont également libérés quand ces matières grasses sont métabolisées par l'oiseau de mer qui les convertit en énergie pour se réchauffer, se déplacer ou pondre des œufs, ou pour d'autres fonctions physiologiques. Cela signifie que le stress éprouvé par les oiseaux de mer affamés ou exposés aux marées noires est compliqué par l'introduction simultanée de composés organochlorés dans leur sang.

Les oiseaux de mer peuvent éliminer les contaminants organochlorés présents dans leur organisme de diverses façons. Ainsi, les contaminants peuvent être métabolisés en substances moins nocives par les enzymes détoxifiantes du foie. Ils peuvent aussi être excrétés directement dans les excréments et l'urine ou par la glande uropygienne. Les femelles peuvent également éliminer des composés organochlorés dans leurs œufs.

Dans des circonstances normales, les teneurs en composés organochlorés sont en équilibre dynamique chez les oiseaux de mer, ce qui signifie que l'apport du régime alimentaire est éliminé par l'excrétion et le métabolisme, le gros des contaminants étant stocké dans les tissus adipeux qui agissent comme un réservoir. Parmi les facteurs qui peuvent influer sur cet équilibre, mentionnons les fluctuations saisonnières des teneurs en matières grasses, les modifications du régime alimentaire, les migrations d'un

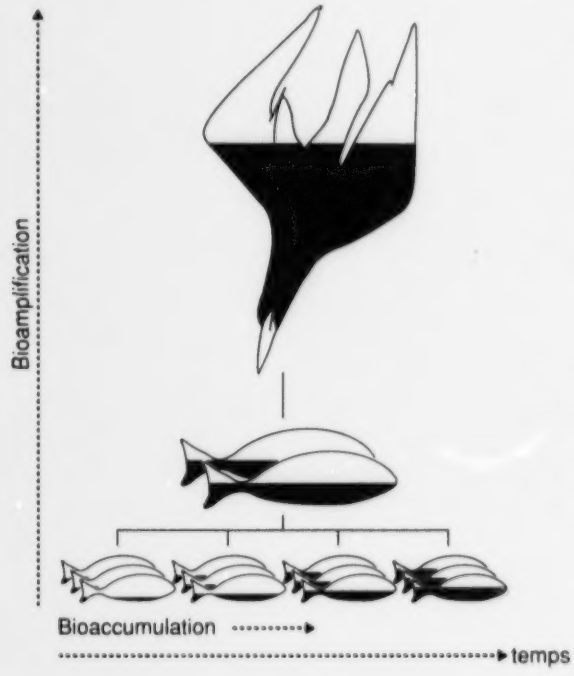
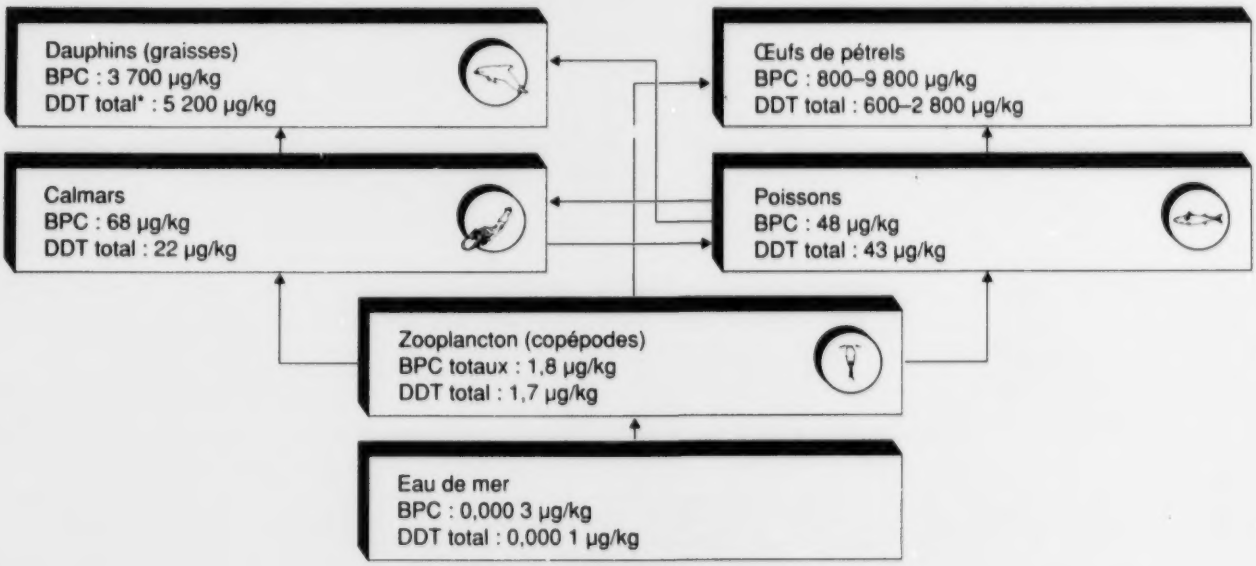


Figure 5
Composés organochlorés présents dans une chaîne alimentaire du Pacifique Nord

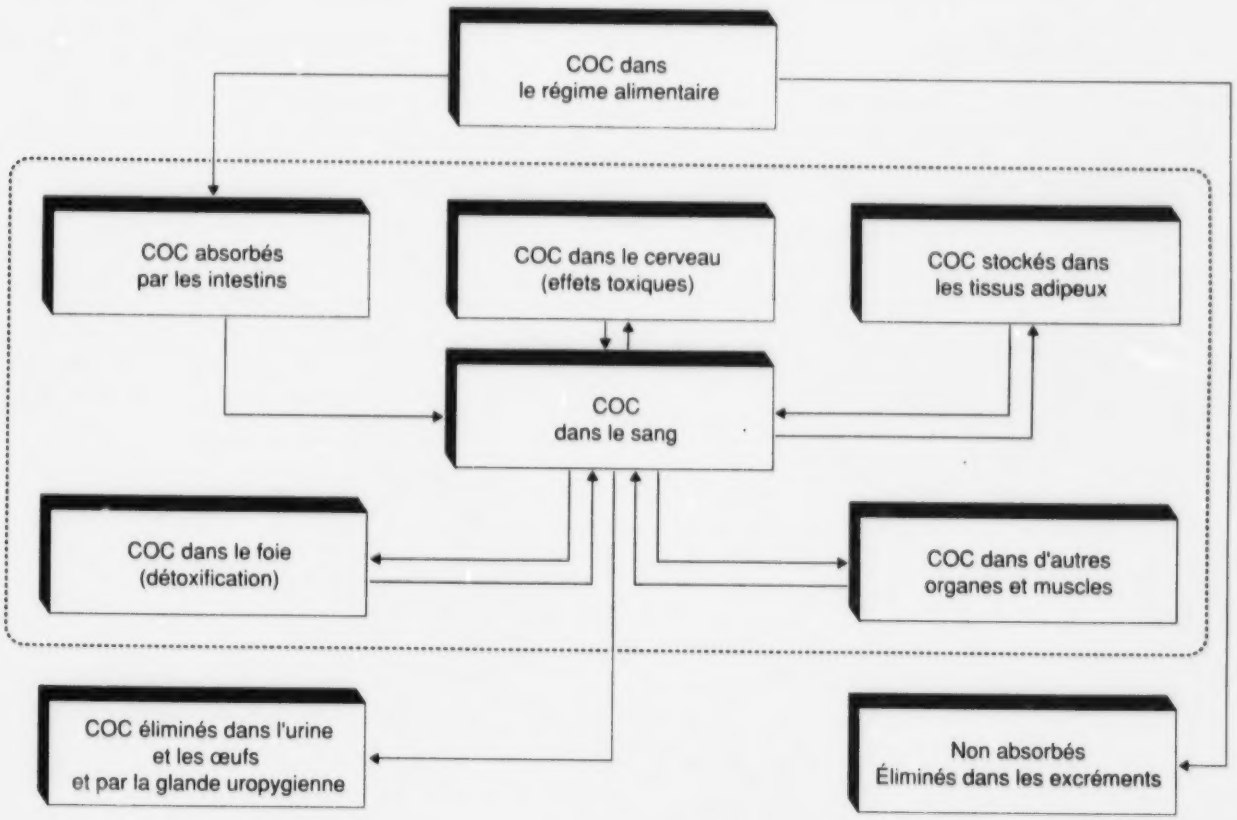


SOURCE : Tanabe et collab. (1984); Noble et Elliott (1986).
* DDT total = DDD + DDE + DDT

secteur non contaminé à un secteur contaminé, et d'autres stress causés par des facteurs tels que les vols prolongés, la maladie ou l'exposition aux marées noires.

Il est évident que le régime alimentaire est le facteur le plus important puisque c'est par les aliments que les composés organochlorés pénètrent dans l'organisme des oiseaux de mer. Ce régime varie selon les saisons, les années, les emplacements et les individus, et souvent selon le sexe ou l'âge. Bien que le régime alimentaire d'un oiseau de mer soit important au cours de chacune des étapes de son cycle annuel, les concentrations de composés organochlorés dans les œufs sont fortement influencées par le régime alimentaire de l'oiseau pendant le mois ou les deux mois précédant la ponte.

Figure 6
La dynamique des composés organochlorés (COC) chez un oiseau de mer

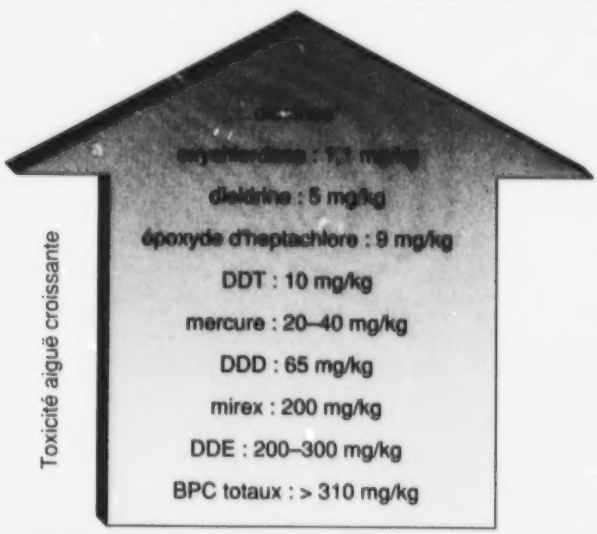


Chapitre IV

Les preuves scientifiques des effets des contaminants sur la santé

Les insecticides organochlorés agissent par contact : ils ont été conçus pour pénétrer à travers les parois corporelles des insectes ou par leur système respiratoire (Carson, 1968). Chez les vertébrés, les composés organochlorés ont un effet plus important sur le système nerveux central. L'exposition directe peut être fatale pour les oiseaux. Presque tous les travaux expérimentaux sur la toxicité aiguë des composés organochlorés chez les oiseaux ont porté sur des espèces que l'on peut facilement garder en captivité (tourterelles, colins, carouges, vachers, canards et étourneaux) plutôt que sur des oiseaux de mer. Les chercheurs ont déterminé les teneurs létales diagnostiques du cerveau en comparant les concentrations des produits chimiques dans le cerveau des oiseaux morts avec celles des survivants.

Figure 7
Comparaison des teneurs cérébrales minimales présentant un danger pour les oiseaux de mer



SOURCE : Heath et Spann, 1973; Ohlendorf et collab., 1981; Porter et Wiemeyer, 1972; Scheuhammer, 1988; Stickel et collab, 1979; W.H. Stickel et collab., 1969, 1970, 1984; Stickel et Stickel, 1969.

* On sait que des composés comme la 2,3,7,8–TCDD ont des effets toxiques à des teneurs extrêmement faibles, mais on n'a pas déterminé les teneurs cérébrales présentant un danger pour les oiseaux.

La figure 7 présente la liste des teneurs cérébrales en composés organochlorés souvent détectés chez les oiseaux et présentant un danger pour eux. Les composés les plus toxiques sont les dioxines, l'oxychlordane, l'époxyde d'heptachlore, la dieldrine et l'endrine (Stickel et collab., 1969; Stickel et collab., 1979; Ohlendorf et collab., 1981). L'oxychlordane peut être dangereux à des teneurs aussi faibles que 1,1 mg/kg (Stickel et collab., 1979). Les composés du DDT sont généralement moins toxiques, mais le DDE (le principal produit de dégradation du DDT) peut vraisemblablement être mortel à des teneurs cérébrales supérieures à 200 mg/kg (Stickel, 1973). La toxicité aiguë de la plupart des BPC est encore moindre pour les oiseaux, les teneurs létales cérébrales étant souvent supérieures à 1000 mg/kg (Heath et collab., 1972). Stickel et collab. (1984) ont conclu par la suite que les teneurs en BPC totaux supérieures à 310 mg/kg étaient probablement dangereuses. Étant donné que les diverses familles d'oiseaux réagissent de façon très différente aux composés organochlorés en raison des écarts entre leurs particularités physiologiques et leurs voies de transformation biochimiques (Walker et Knight, 1981), les teneurs cérébrales dangereuses pour les oiseaux de mer peuvent différer des valeurs présentées à la figure 7. Les dioxines et les furanes ainsi que certains congénères des BPC sont toxiques à des concentrations très faibles.

Les cas de mortalité d'oiseaux de mer causés directement par des pesticides organochlorés

Bien que les oiseaux de mer soient rarement en contact direct avec des pesticides organochlorés, on a relevé un certain nombre de cas où des oiseaux de mer se nourrissant de proies contaminées avaient accumulé des concentrations suffisamment élevées pour en mourir. Parmi les accidents attribués à des intoxications par les pesticides, on compte les nombreux cas de mortalité de sternes et de spatules en Hollande, en 1964 (Koeman et collab., 1968), la mort d'un Goéland bourgmestre sur l'île Bear dans la mer de Norvège (Bogan et Bourne, 1972), la mort de sulidés en Grande-Bretagne (Parslow et collab., 1972), et des cas de mortalité massive d'oiseaux de mer en Europe et en Amérique du Nord (Holdgate, 1971; Scott et collab., 1975). Toutefois, dans certains de ces cas d'intoxication apparente par les pesticides,

il était difficile d'établir une relation de cause à effet. Les oiseaux malades ou moribonds qui ne peuvent s'alimenter tentent de survivre en métabolisant les matières adipeuses corporelles. Ceci augmente de façon significative les quantités de contaminants qui atteignent le cerveau. Ainsi, les oiseaux affamés peuvent être en danger d'intoxication directe par les composés organochlorés.

Ce scénario est considéré comme l'explication vraisemblable de certains cas de mortalité massive d'oiseaux de mer, habituellement après des conditions météorologiques difficiles. Les oiseaux morts sont souvent rejetés par les vagues sur le rivage; ils sont émaciés de façon caractéristique et leur carcasse contient souvent de fortes concentrations de contaminants environnementaux. On a également signalé des cas de mortalité massive de sulidés (Parslow et collab., 1972), de marmettes (Scott et collab., 1975), de Petits Pingouins, de macareux, de Mergules nains, de diablotins ainsi que de cormorans.

Au Canada, il n'est pas possible d'attribuer de façon certaine la mort d'oiseaux de mer à des intoxications directes par des pesticides organochlorés. On a dosé les composés organochlorés chez un certain nombre d'oiseaux de mer morts pour des raisons inconnues vers la fin des années 1960 et le début des années 1970. Les plus fortes concentrations détectées — 49 mg/kg pour le DDE, 81 mg/kg pour les BPC et 1,4 mg/kg pour la dieldrine dans le cerveau d'un Fou de Bassan — sont extrêmement élevées mais elles ne permettent pas de diagnostiquer, sur la base de travaux expérimentaux, une intoxication par les pesticides (voir la figure 7).

Les effets sublétaux des pesticides organochlorés

La plupart des travaux portant sur les effets des composés organochlorés et d'autres polluants sur les oiseaux de mer ont été axés sur leurs effets néfastes sur la reproduction. Les fortes concentrations d'un composé organochloré dans l'organisme d'un oiseau de mer peuvent être insuffisantes pour le tuer mais être assez élevées pour exercer une action sur les voies de transformation biochimiques. Des contaminants différents ont des effets différents.

Le DDE et l'amincissement de la coquille des œufs

L'un des symptômes communs observés dans la plupart des cas d'échec de la reproduction est l'amincissement de la coquille des œufs. Les premiers rapports touchant l'amincissement des coquilles portaient sur des oiseaux piscivores se reproduisant dans des secteurs exposés à de fortes concentrations de DDT. Les œufs de ces oiseaux présentaient de fortes teneurs en DDE. D'autres rapports ont

Service canadien de la faune

La coquille de cet œuf de Goéland argenté du lac Ontario était tellement mince qu'elle a été écrasée pendant la couvaison. L'amincissement de la coquille a été observé chez certains oiseaux se reproduisant en milieu marin, et particulièrement chez les Fous de Bassan de l'île Bonaventure, dans le golfe du Saint-Laurent.

ensuite fait état de l'amincissement des coquilles chez divers oiseaux prédateurs et piscivores. L'examen de coquilles d'œufs faisant partie de collections de musées a permis à des chercheurs de déterminer le début de la période d'amincissement des coquilles (Anderson et Hickey, 1972). Dans la plupart des cas, ce début se situe peu après 1947, lors de la première période d'utilisation à grande échelle du DDT en Amérique du Nord. Ainsi, des preuves circonstancielles irréfutables semblent indiquer que le DDE (dérivé du DDT) est à l'origine de l'amincissement de la coquille des œufs.

La coquille d'un œuf, qui est constituée principalement de carbonate de calcium, est formée juste avant la ponte. D'après les travaux expérimentaux sur les effets du DDE sur la formation de la coquille, ce composé pourrait agir sur les enzymes qui réagissent avec les carbonates ou sur d'autres enzymes qui extraient le calcium du sang (Cooke, 1973). Quel que soit le processus, une quantité inférieure de carbonate de calcium est déposée, ce qui explique la minceur des coquilles.

L'amincissement des coquilles a été provoqué en laboratoire à l'aide de doses de DDE lors d'expériences effectuées avec des Crécerelles d'Amérique (Wiemeyer et Porter, 1970) et des Canards colverts (Davison et Sell, 1974), mais beaucoup de données ont également été recueillies sur le terrain. En traçant la courbe des concentrations de DDE en fonction de l'épaisseur de la coquille, les chercheurs ont pu démontrer une corrélation significative chez de nombreuses espèces. L'effet du DDE sur l'épaisseur de la coquille diffère grandement selon les groupes d'oiseaux. Les coquilles des œufs des poulets, des cailles et des oiseaux chanteurs sont moins touchées par le DDE que celles des canards, des larinés et des pigeons, qui sont elles-mêmes moins touchées que celles des pélicans, des cormorans, des éperviers et buses

Les congénères fortement toxiques des BPC

Les BPC sont des mélanges complexes de composés ayant des structures semblables et que l'on appelle congénères. Leur toxicité varie grandement. Certains congénères sont aussi toxiques que la 2,3,7,8-TCDD, la dioxine la plus toxique. Jusque vers le milieu des années 1980, comme on ne pouvait séparer que quelques congénères des BPC, seules des estimations de la quantité totale de BPC étaient signalées. Bon nombre des congénères les plus toxiques des BPC peuvent maintenant être détectés dans une grande diversité d'oiseaux, de poissons, de mammifères marins et de mammifères terrestres du Japon et du Canada (Tanabe et collab., 1987; Norstrom et collab., 1989). Les recherches actuelles sur la toxicité de congénères particuliers devraient nous aider à déterminer si les BPC présents dans l'environnement marin ont des répercussions sur la santé des oiseaux de mer.

Service canadien de la faune

On croit que des difformités comme le bec croisé de cette jeune Sterne caspienne, trouvée au début des années 1970 sur le lac Ontario, peuvent être causées par des concentrations élevées de composés organochlorés. On a signalé récemment un petit nombre de difformités semblables chez des oiseaux de mer se reproduisant dans le détroit de Géorgie.

et des hiboux. Les espèces prédatrices et piscivores comptent parmi les plus sensibles et, étant situées au sommet des chaînes alimentaires, elles sont également le plus susceptibles d'être exposées aux fortes concentrations qui se trouvent dans leurs proies.

L'amincissement de la coquille réduit le succès de l'éclosion. Les œufs à coquille mince risquent davantage de se briser ou d'être fissurés, ce qui est fatal pour les embryons. Les œufs des oiseaux de mer sont souvent soumis à de rudes épreuves à cause de la surface rocheuse des sites de nidification. Certaines espèces comme le Fou de Bassan incubent leurs œufs sous leurs pieds. En général, les œufs dont la coquille présente moins de 80 % de l'épaisseur normale ont tellement de chances d'être brisés que peu d'oiseaux pondant de tels œufs peuvent se reproduire avec succès. Ceci ne signifie pas qu'un œuf présentant une diminution d'épaisseur de 30 %, par exemple, ne peut éclore, mais la probabilité de survie de l'embryon est faible. Outre un risque accru de bris, les œufs à coquille mince peuvent présenter des anomalies structurelles modifiant l'échange gazeux ou la régulation thermique, comme on l'a observé chez la Sterne pierregarin (Fox, 1976).

Au Canada, on a constaté qu'un certain nombre d'oiseaux de mer pondaient des œufs à coquille mince (Pearce et collab., 1979). L'épaisseur de la coquille des œufs du Fou de Bassan de l'île Bonaventure a diminué de 20 % entre 1968 et 1974, valeur associée à la forte concentration de DDE et d'autres composés organochlorés dans les œufs. Même si tous les échecs de la reproduction n'ont pu être attribués au bris des coquilles, le taux de perte d'œufs a été très élevé, et d'autres œufs n'ont pas éclos. Certaines années, le succès de la reproduction est passé d'un taux normal de 75 % à aussi peu que 29 %. Ceci expliquerait probablement la baisse des effectifs de la colonie (Chapdelaine et collab., 1987; Elliott et collab., 1988*b*).

Bien que l'épaisseur de leur coquille n'ait pas toujours été consignée, les œufs du Cormoran à aigrettes de l'estuaire du Saint-Laurent et ceux du Pétrel à queue fourchue de la Colombie-Britannique présentaient des teneurs en DDE suffisamment élevées pour qu'elles soient à l'origine de l'amincissement des coquilles, d'après des données provenant d'études sur le terrain d'espèces apparentées. Néanmoins, très peu de données indiquent que les populations de ces espèces ont été sérieusement touchées, même si un certain nombre d'individus n'ont pas réussi à se reproduire.

Autres effets néfastes sur la reproduction

Des études sur ce qui peut provoquer l'amincissement de la coquille des œufs ont mis en cause le DDE. On a tenté de déterminer si d'autres composés organochlorés (la dieldrine, l'heptachlore, l'HCB, les BPC) avaient un effet sur l'épaisseur des coquilles mais les travaux n'ont pas été concluants. Toutefois, on a constaté que certains de ces composés avaient d'autres effets néfastes sur la reproduction.

La dieldrine diminue le taux de succès de l'éclosion en causant principalement la mort de l'embryon. Bien que la sensibilité à la dieldrine dépende de l'espèce, on croit que des concentrations aussi faibles que 1 mg/kg pourraient être à l'origine d'une diminution significative du succès de l'éclosion chez certains oiseaux (Potts, 1968; Wiemeyer et collab., 1975). On a également signalé que la dieldrine était associée à des échecs de la reproduction chez des Cormorans huppés en Grande-Bretagne (Potts, 1968) et chez des Pélicans bruns en Caroline du Sud (Blus et collab., 1974).

Au Canada, les concentrations de dieldrine dans les œufs du Fou de Bassan vers la fin des années 1960 étaient suffisamment élevées pour causer une baisse du succès de la reproduction. En 1969, par exemple, la concentration moyenne dans les œufs gâtés (dont l'embryon était mort) était considérablement plus élevée (1,17 mg/kg) que celle des œufs frais (0,64 mg/kg).

Aucune étude n'a été menée sur les effets de l'heptachlore, des produits chimiques associés au chlordane, du mirex ou de l'HCH sur la reproduction des oiseaux de mer. D'après des travaux portant sur la crécerelle, des concentrations d'époxyde d'heptachlore dans les œufs supérieures à 1,5 mg/kg pourraient réduire le succès de la reproduction (Henny et collab., 1983).

Lors d'expériences effectuées avec des œufs de Goélands argentés, Boersma et collab. (1986) ont constaté que des teneurs en HCB supérieures à 4,3 mg/kg causaient la mort de 50 % des embryons. Aucun œuf d'oiseau de mer du Canada ne présentait des teneurs aussi élevées en HCB et en époxyde d'heptachlore.

Les effets des BPC

On croit que les BPC ont divers effets néfastes sublétaux chez les oiseaux piscivores, y compris la mort d'embryons, un dérèglement des fonctions du foie, des anomalies congénitales, des tumeurs, des lésions cutanées et des taux de croissance réduits (Gilbertson et collab., 1976; Peakall, 1987). Certains de ces effets n'ont pu être déterminés sur le terrain parce que d'autres contaminants (p. ex., la dioxine) pouvaient également être en cause. Il semble que les teneurs en BPC totaux doivent être très élevées (supérieures à 50 mg/kg) pour causer un grand nombre de ces réactions, bien que des congénères particuliers puissent avoir des effets toxiques à des concentrations nettement inférieures. Les concentrations élevées de BPC et de dioxines polychlorées dans les œufs des Sternes de Forster des Grands Lacs ont été associées à la mort de jeunes embryons, à des becs croisés et à des anomalies osseuses (Hoffman et collab., 1987). La teneur moyenne en BPC des œufs de sternes était de 22 mg/kg. On n'a jamais signalé de taux élevé de malformations congénitales chez les oiseaux de mer du Canada, mais personne n'a étudié à fond cette possibilité.

Les effets des dioxines et des furanes

Comme les scientifiques n'ont réussi que tout récemment à mesurer les concentrations de dibenzo-p-dioxine polychlorée et de dibenzofurane polychloré, nous connaissons peu de choses sur la toxicité de ces substances. Toutefois, un isomère, la 2,3,7,8-TCDD, est reconnu comme extrêmement toxique et des teneurs aussi faibles que 1 ng/kg (nanogramme par kilogramme, soit l'équivalent d'une partie par billion) ont été associées à un certain nombre d'effets néfastes chez des animaux de laboratoire. Certains furanes sont presque tout aussi toxiques.

On croit que les dioxines ont joué un rôle dans la maladie de l'œdème du poulet observée chez beaucoup d'oiseaux piscivores des Grands Lacs au cours des années 1970 (Gilbertson, 1988). Les dioxines et les furanes ont aussi été en cause dans l'échec de la reproduction de Grands Hérons s'alimentant dans les estuaires du détroit de Géorgie en 1987 et 1988 (Elliott et collab., 1988*a*).

Les effets du mercure

On a signalé des cas d'intoxication par le mercure chez de nombreuses espèces d'oiseaux, y compris chez des rapaces qui sont morts après avoir dévoré des proies qui s'étaient nourries de graines traitées à l'aide de fongicides mercuriels (Borg et collab., 1969).

Selon le compte rendu de Scheuhammer (1987) sur la toxicité des métaux pour les oiseaux, les concentrations létales critiques de mercure chez les oiseaux sont de 2040 mg/kg dans le foie et de 1520 mg/kg dans le cerveau. Parmi les principaux effets toxiques du mercure, on compte des troubles du système nerveux central, la dégénération de la moelle épinière et des lésions cérébrales. Les symptômes habituels d'une intoxication par le méthylmercure observés chez les oiseaux sont la perte de poids, un affaiblissement, un manque de coordination des mouvements et des tremblements. Il n'existe pas de preuve concluante à l'effet que des oiseaux de mer sont morts en raison d'une intoxication par le mercure (Ohlendorf et collab., 1978).

On a signalé un certain nombre d'effets sublétaux chez des oiseaux. Des teneurs en mercure aussi faibles que 0,50–1,50 mg/kg dans les œufs du Faisan de chasse ont été associées à la mort de jeunes embryons et à une augmentation du taux d'infertilité (Fimreite, 1971). Des teneurs en mercure de 0,50 mg/kg dans les œufs du Canard colvert ont entraîné un certain nombre de cas de

La maladie de Minamata

Deux épidémies survenues au Japon au cours des années 1950 et 1960 constituent les exemples les plus frappants d'une intoxication par le mercure dans l'environnement marin (Takizawa, 1979).

La maladie de Minamata (du nom de la baie où elle s'est déclarée) a été signalée pour la première fois en 1953. Elle a causé plus de 2000 cas confirmés d'intoxication par le mercure, principalement chez des pêcheurs japonais et leur famille. La maladie était souvent fatale, et 250 cas de mortalité ont été signalés. Les symptômes comprenaient des troubles des fonctions sensorielles, un manque de coordination des mouvements, une salivation excessive, la transpiration et la paralysie des membres.

Bien que les enquêtes initiales visant à établir la cause de l'épidémie aient fait état d'une intoxication par le mercure, plusieurs années se sont écoulées avant que l'on puisse établir un lien entre les cas de mortalité et la consommation de poissons et de crustacés de la baie de Minamata. On a finalement découvert que la plupart des victimes (des pêcheurs) consommaient de grandes quantités de poissons et de crustacés locaux. Les organismes marins de la baie accumulaient du mercure dans leurs tissus, et celui-ci était accumulé dans les tissus des humains. En dépit de la fermeture des usines de la baie utilisant du mercure et malgré des avertissements concernant la consommation de poissons, cette maladie a continué de faire des victimes pendant une bonne partie des années 1970.

malformations congénitales, et des teneurs de 45 mg/kg ont augmenté de façon significative la mortalité des embryons (Hoffman et Moore, 1979). Les concentrations ayant des effets sur la reproduction sont donc considérablement plus faibles que celles associées à la mort d'oiseaux adultes.

Les effets du cadmium

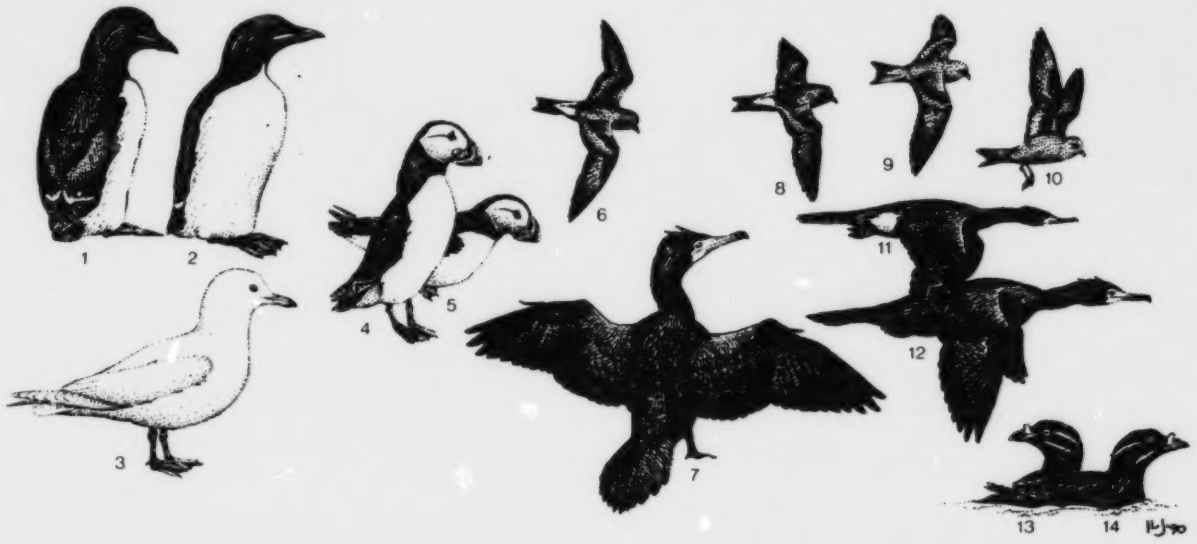
Le cadmium tend à s'accumuler dans le cortex rénal des oiseaux (Nicholson et Osborn, 1983). En Grande-Bretagne, on a observé des lésions rénales chez des oiseaux de mer présentant de fortes teneurs en cadmium et en mercure (Bull et collab., 1977; Nicholson et Osborn, 1983).

Les effets du plomb

On a signalé des cas d'intoxication par le plomb (saturnisme) chez la sauvagine et chez des rapaces (habituellement dus à l'exposition à la grenaille de plomb), mais non chez les oiseaux de mer. Toutefois, de faibles teneurs chroniques en plomb peuvent causer l'anémie, des taux de croissance réduits, des lésions des reins et du foie, et peut-être des troubles du système nerveux (Scheuhammer, 1987).

Chapitre V

La mesure de la contamination des oiseaux de mer et de leur environnement



Deux espèces de l'Arctique pouvant servir d'espèces-baromètres
1, 2 Marmettes de Brünnich
3 Mouette blanche

Espèces-baromètres de la côte de l'Atlantique
4, 5 Macareux moines
6 Pétrel cul-blanc
7 Cormoran à aigrettes

Espèces-baromètres de la côte du Pacifique
8 Pétrel cul-blanc
9, 10 Pétrel à queue fourchue
11 Cormoran pélagique
12 Cormoran à aigrettes
13, 14 Macareux rhinocéros

Les teneurs en contaminants environnementaux des oiseaux de mer du Canada sont mesurées depuis la fin des années 1960. Ces travaux ont pris la forme de programmes réguliers de surveillance sur les côtes de l'Atlantique et du Pacifique et de relevés ponctuels des concentrations de contaminants dans les œufs et les tissus d'oiseaux choisis des côtes de l'Atlantique, du Pacifique et de l'Arctique.

Les programmes de surveillance des oiseaux de mer, de 1968 à aujourd'hui

Le Service canadien de la faune surveille régulièrement, depuis 1968, la présence de produits chimiques dans les œufs d'oiseaux de mer de la côte de l'Atlantique et, depuis 1985, de la côte du Pacifique. La figure 8 montre les sites d'échantillonnage de la côte de l'Atlantique où, tous les quatre ans, les chercheurs visitent deux colonies nicheuses de chacune des trois espèces étudiées et prélèvent de cinq à dix œufs à chaque endroit. Le programme mis en œuvre sur la côte Ouest comporte, tout comme sur la côte Est, le prélèvement et l'analyse des œufs, mais les prélèvements n'y sont pas aussi systématiques que sur la côte Est en raison des difficultés plus grandes que suppose le transport jusqu'aux lointaines colonies d'oiseaux de mer. La figure 9 présente les sites d'échantillonnage de la côte du Pacifique.

La réussite de tout programme de surveillance de la pollution marine dépend, en partie, du choix d'espèces-baromètres appropriées. L'utilité de certaines espèces

Figure 8
Sites d'échantillonnage des oiseaux de mer sur la côte de l'Atlantique

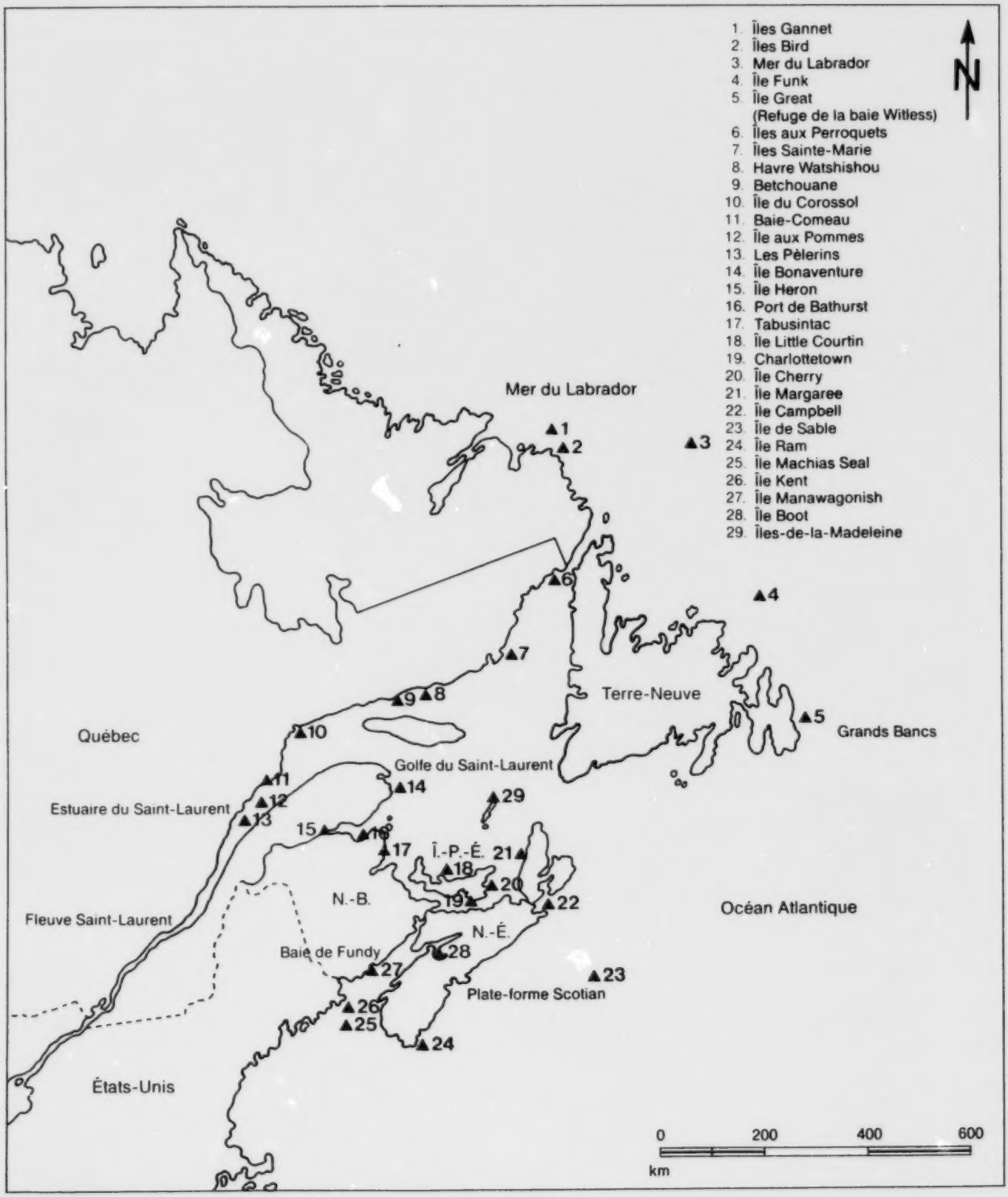
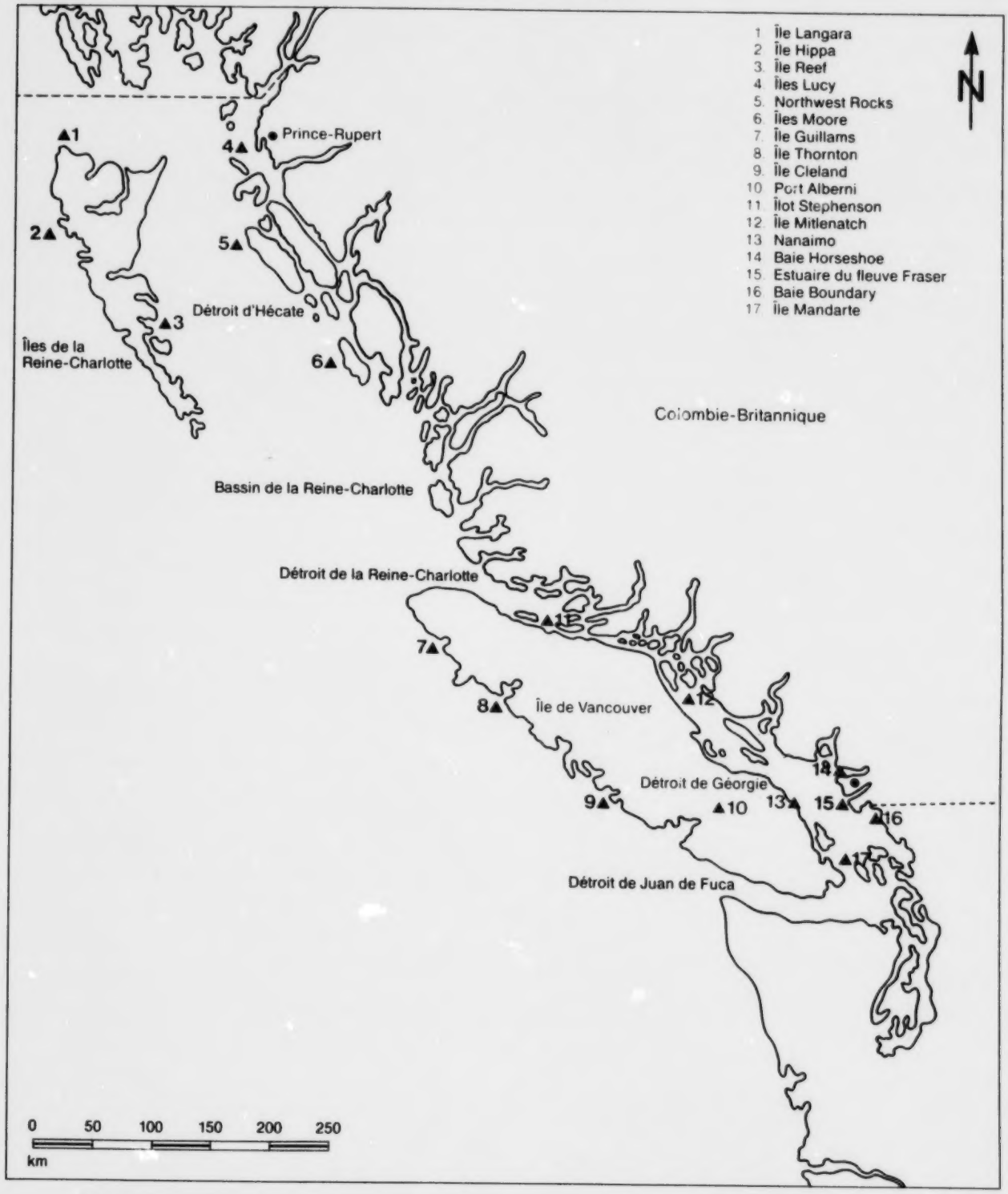


Figure 9
Sites d'échantillonnage des oiseaux de mer sur la côte du Pacifique



d'oiseaux de mer comme baromètre dépend, à son tour, des caractéristiques des polluants à surveiller et de l'océanographie de la zone étudiée (Gilbertson et collab., 1986). Pour surveiller la contamination des zones côtières (qui reçoivent les eaux des rivières et les effluents industriels locaux) et des eaux du large (qui subissent surtout l'effet du transport des polluants à grande distance par les courants atmosphériques ou océaniques), les scientifiques doivent prélever des échantillons chez les espèces qui se nourrissent dans ces différentes zones. Les espèces non migratrices qui se nourrissent de proies non migratrices constitueraient un choix idéal, mais il en existe très peu au Canada. Lorsqu'ils ont élaboré le programme de surveillance des oiseaux de mer, les biologistes de la faune ont également tenu compte d'autres facteurs, notamment les principales composantes du régime alimentaire des oiseaux, leur habitat (côtier ou océanique, où ils peuvent se nourrir à la surface de l'eau ou sous l'eau), leurs déplacements saisonniers, et leur sensibilité aux polluants (laquelle est liée à la physiologie, à la stratégie de reproduction et à la longévité des oiseaux). Dès le départ, les chercheurs ont essayé de choisir des espèces présentes tant sur la côte Est que sur la côte Ouest, de sorte que lors de la mise en œuvre du programme de la côte Ouest, il serait possible de mesurer directement les différences entre les deux zones.

Pour le programme de surveillance de la côte de l'Atlantique, on a choisi trois espèces-baromètres : une espèce se nourrissant à l'intérieur des terres (le Cormoran à aigrettes), pour la détection des polluants présents dans les eaux du ruissellement côtier; une autre se nourrissant en haute mer, à la surface de l'eau (le Pétrel cul-blanc), pour la détection des polluants attribuables aux dépôts atmosphériques; et une troisième se nourrissant au large, sous la surface de l'eau (le Macareux moine), pour la surveillance des concentrations globales de contaminants. Pour la côte du Pacifique, on a choisi le Cormoran à aigrettes, le Cormoran pélagique, le Pétrel cul-blanc et le Macareux rhinocéros.

Les Cormorans à aigrettes se reproduisent le long de la majeure partie de la côte de l'Atlantique et ils ont atteint récemment Terre-Neuve. Sur la côte Ouest, comme on ne trouve cette espèce que dans le détroit de Géorgie, on l'a remplacée par le Cormoran pélagique pour les îles de la Reine-Charlotte et la partie occidentale de l'île de Vancouver. Le Pétrel cul-blanc est très abondant dans les régions tempérées des côtes Est et Ouest. On utilise également le Pétrel à queue fourchue comme espèce de remplacement dans les régions de la côte Ouest où le Pétrel cul-blanc ne se reproduit pas. Le Macareux moine se reproduit dans toutes les provinces de l'Atlantique de même qu'au Labrador (limite septentrionale). Sur la côte du Pacifique, le Macareux rhinocéros remplace le Macareux moine, auquel il ressemble quant à la taille et aux habitudes alimentaires. Aucune de ces espèces n'est présente dans le Haut Arctique, où les chercheurs n'ont pas encore choisi d'espèces-baromètres « officielles ».

Les relevés portant sur les composés organochlorés et le mercure, de 1968 à aujourd'hui

Lorsque d'autres espèces d'oiseaux de mer ou des espèces-baromètres sont échantillonnées en dehors du programme régulier de surveillance, on parle alors d'un relevé. Les relevés diffèrent du programme de surveillance du fait qu'ils font généralement appel à des échantillonnages en plusieurs endroits et à une plus grande variété d'espèces.

À la fin des années 1960 et au début des années 1970, les scientifiques ont dosé les composés organochlorés et le mercure présents dans les œufs et les tissus d'oiseaux de mer des côtes Est et Ouest. Quelques oiseaux ont été capturés pour l'analyse des tissus, mais dans la plupart des cas, les tissus ont été prélevés sur des oiseaux morts. Les techniques disponibles à l'époque ont permis d'effectuer l'analyse quantitative du DDT, du DDE, du DDD, de la dieldrine, de l'époxyde d'heptachlore, des BPC (après 1968) et de l'HCB. Noble et Elliott (1986), Pearce et collab. (1979) ainsi qu'Ohlendorf et collab. (1978) ont fait état des résultats de ces échantillonnages d'œufs et de tissus d'oiseaux de mer.

Sur la côte de l'Atlantique, les biologistes ont prélevé des œufs de Sternes pierregarins, de Petits Pingouins, de Goélands argentés, de Guillemots à miroir, de Marmettes de Troïl, de Fous de Bassan, de Cormorans à aigrettes, de Macareux moines et de Pétrels cul-blanc dans des colonies de la baie de Fundy, sur la côte atlantique de la Nouvelle-Écosse, sur la côte de l'île du Prince-Édouard, dans l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent et dans l'est de Terre-Neuve (voir la figure 8). Ils se sont particulièrement intéressés aux colonies qui semblaient présenter des problèmes de reproduction, par exemple, celle de l'île Bonaventure. Les tissus d'oiseaux de mer trouvés morts dans le golfe du Saint-Laurent (surtout des Fous de Bassan et des cormorans) et d'autres recueillis dans le sud du Labrador (des Fulmars boréaux, des Marmettes de Troïl, des Guillemots à miroir, des Petits Pingouins et des Macareux moines) ont également été analysés.

Sur la côte du Pacifique, un premier échantillonnage a été effectué en 1970 et un autre, au début des années 1980. Des œufs de Pétrels cul-blanc, de Pétrels à queue fourchue, de Cormorans à aigrettes, de Cormorans pélagiques, de Goélands à ailes grises, de Macareux rhinocéros, d'Alques de Cassin, d'Alques à cou blanc, de Macareux huppés et de Guillemots du Pacifique ont été prélevés à différents endroits de l'île de Vancouver, du détroit de Géorgie, du détroit d'Hécate et le long des îles de la Reine-Charlotte (figure 9).

Les biologistes ont prélevé entre un et dix œufs de chaque espèce mais, souvent, seul un échantillon commun a été analysé. De plus, certains oiseaux de mer ont été recueillis au début des années 1970 et l'on a dosé le mercure et les composés organochlorés présents dans leurs tissus.

En 1975, les biologistes du Service canadien de la faune ont recueilli pour la première fois des œufs d'oiseaux de mer de l'Arctique à des fins d'analyse (figure 10). À ce moment-là, les techniques d'analyse étaient déjà assez au point pour que l'HCH et les résidus (nonachlores et chlordanes) et les produits de dégradation (oxychlordane) du chlordane technique puissent être dosés de façon fiable. L'échantillonnage de résidus chez les oiseaux de mer de l'Arctique (la Marmette de Brünnich, le Fulmar boréal, la Mouette tridactyle et la Mouette blanche) a été limité jusqu'ici à une série de prélèvements effectuée en 1975–1977 sur l'île du Prince-Léopold et en 1976 sur l'île Seymour, suivie d'une autre en 1987 et 1988 aux mêmes endroits.

Les oiseaux de mer, des indicateurs de la pollution environnementale

Définition d'un indicateur

Les termes « indicateur » et « espèce-baromètre » utilisés dans le présent rapport ont une signification légèrement différente. Un indicateur est un organisme possédant une caractéristique mesurable (comme le succès de la reproduction, l'épaisseur de la coquille de l'œuf, la concentration enzymatique ou encore la teneur en polluant), qui donne une indication de la qualité du milieu de vie de cet organisme. Une espèce-baromètre est une espèce chez laquelle on mesure régulièrement le même type de caractéristique, par exemple, lors d'une série d'échantillonnages répartis dans le temps. On peut ainsi suivre les changements pendant une période déterminée, mais la qualité de l'environnement n'est pas nécessairement évaluée en même temps.

L'utilisation d'animaux comme indicateurs de l'un ou l'autre aspect de la qualité de l'environnement immédiat n'est certainement pas nouvelle. Les mineurs du charbon avaient l'habitude d'emporter avec eux un canari au fond de la mine. En présence de vapeurs nocives, le canari, plus sensible que les humains, mourait, ce qui indiquait aux mineurs qu'il fallait remonter rapidement à la surface.

De la même façon, on a utilisé des animaux et des plantes sauvages comme indicateurs et comme baromètres de l'état de santé de divers environnements tant terrestres qu'aquatiques. L'information d'ordre biologique recueillie grâce à diverses mesures dépend du type de pollution à détecter. Pour l'évaluation d'un cours d'eau, par exemple, la présence de microorganismes donnés révèle une teneur élevée en oxygène, tandis que la présence d'autres microorganismes est un indice de conditions anoxiques. Autre exemple : l'analyse des coliformes fécaux et celle de contaminants comme le cadmium et le mercure chez les crustacés. Si les concentrations sont supérieures à celles qui sont considérées sans danger pour la santé, la pêche aux crustacés peut être interdite dans un secteur.

Le Goéland argenté a été utilisé efficacement comme *espèce-baromètre* dans la surveillance de la contamination environnementale d'un certain nombre de colonies des Grands Lacs. On a également utilisé cette espèce comme *indicateur*, en supposant au départ que, si les goélands sont en santé, les lacs le sont également et l'eau est potable. Pour les Grands Lacs, le Pygargue à tête blanche constituerait peut-être un meilleur indicateur que le Goéland argenté. Plus sensible que ce dernier aux composés organochlorés, le Pygargue à tête blanche n'est pas revenu nicher sur les rives des Grands Lacs, en dépit des efforts des biologistes pour le réintroduire dans cette région. La présence d'une population reproductrice de Pygargues à tête blanche indiquerait que les lacs sont en très bonne santé. Par contre, ces oiseaux ne constitueraient pas une bonne espèce-baromètre.

Les scientifiques utilisent des animaux comme baromètre là où les mesures directes des teneurs en contaminants de l'air ou de l'eau sont difficiles à réaliser. Tout d'abord, ces teneurs sont généralement si faibles que seules les techniques d'analyse chimique les plus récentes permettent de les détecter. Ensuite, ces teneurs ne fournissent pas d'information sur la biodisponibilité ou l'importance toxicologique des contaminants détectés.

David Noble

Un biologiste prélève des œufs de Marmettes de Brünnich dans une colonie située sur un flanc de falaise dans l'Arctique.

Figure 10
Sites d'échantillonnage des oiseaux de mer dans l'Arctique

Les avantages des oiseaux de mer comme baromètres par rapport à d'autres espèces du milieu marin

Les oiseaux de mer constituent de bonnes espèces-baromètres parce qu'ils répondent aux critères suivants et qu'ils présentent des avantages indéniables par rapport à d'autres espèces marines comme les moules, les morues, les harengs, les anguilles et les phoques gris (Phillips, 1980), qui ont elles aussi été utilisées pour évaluer la pollution des écosystèmes marins.

Les oiseaux de mer se nourrissent à divers niveaux trophiques — Les oiseaux de mer sont généralement considérés comme des prédateurs des niveaux supérieurs de la chaîne alimentaire de l'écosystème marin, même si leur régime alimentaire peut varier d'une alimentation constituée presque uniquement de zooplancton jusqu'à la charogne. Ils sont donc exposés à la plupart des contaminants rémanents que l'on trouve chez leurs proies.

Les oiseaux de mer accumulent des polluants — Les oiseaux de mer accumulent certaines substances toxiques (comme le cadmium, le mercure, le plomb et les composés organochlorés) dans leurs tissus, le taux d'absorption par l'alimentation dépassant le taux d'élimination (par excrétion, dans les œufs ou par métabolisme).

Il y a intégration de diverses concentrations de polluants chez les oiseaux de mer — En raison de leur mobilité, les oiseaux de mer donnent une indication de l'exposition moyenne aux polluants dans des zones très étendues (Boersma, 1986).

Les polluants ont des effets sur la santé des oiseaux de mer — À des concentrations élevées, certains polluants peuvent avoir des effets sur la santé des oiseaux de mer. Certaines réactions pathologiques et biochimiques (comme les variations dans les systèmes enzymatiques hépatiques avec oxydase à fonction multiple) peuvent également être observées chez les humains.

Les œufs d'oiseaux de mer constituent des échantillons uniformes — Les études sur la variabilité des concentrations de contaminants chez différentes espèces ont montré que les concentrations dans les œufs d'oiseaux de mer étaient moins variables que chez les poissons ou les phoques. La taille et la composition uniformes des œufs facilitent la détection des variations réelles dans le temps et selon le site.

Les oiseaux de mer vivent en colonies — Les oiseaux de mer forment de grandes colonies; leurs œufs sont donc faciles à trouver et à prélever pendant la saison de reproduction et ces prélèvements ont des effets négligeables sur les populations. Il est aussi possible, dans une colonie, d'évaluer les effets biologiques des polluants en mesurant les variations des effectifs et du succès de la reproduction ainsi que les changements biochimiques chez un échantillon d'oiseaux de mer.

Parmi les autres espèces-baromètres possibles, on compte les phoques et d'autres mammifères marins, qui sont eux aussi des prédateurs et qui occupent le même niveau trophique que les oiseaux de mer. Toutefois, ils ne sont pas aussi faciles à échantillonner que les œufs d'oiseaux de mer et l'évaluation des effets sublétaux des polluants pose plus de difficultés. De plus, le prélèvement d'un grand nombre d'espèces de mammifères marins ne serait pas souhaitable.

Certains poissons de grande taille occupent également le même niveau trophique que les oiseaux de mer. Étant donné que beaucoup de poissons sont pêchés commercialement, il serait assez facile d'obtenir un nombre suffisant d'échantillons. Cependant, comme dans le cas des mammifères marins, on a observé que les variations des concentrations de contaminants dans les tissus de poissons étaient beaucoup plus grandes que dans les œufs d'oiseaux de mer. Les concentrations variaient avec la taille, l'âge, le sexe et l'espèce, et elles étaient souvent inférieures de plusieurs ordres de grandeur à celles détectées chez les oiseaux (Zitco et collab., 1974). On sait peu de choses des déplacements saisonniers de beaucoup de poissons, tandis que ceux des oiseaux de mer sont mieux connus.

L'évaluation de l'utilisation des oiseaux de mer comme espèces-baromètres

Le programme de surveillance décrit dans le présent rapport a permis de prouver amplement que les oiseaux de mer accumulent des composés organochlorés et des métaux lourds dans leur organisme. Les concentrations de contaminants chez les trois espèces d'oiseaux de mer utilisées comme baromètres sur la côte Est correspondent, dans l'ensemble, à celles de leurs proies dans la chaîne alimentaire. Les effets des contaminants sur la santé des oiseaux de mer ont été observés chez quelques espèces (notamment le Fou de Bassan de l'île Bonaventure) où les concentrations étaient maximales.

Les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer permettent d'évaluer en fonction du temps les concentrations de l'ensemble des contaminants présents dans la zone fréquentée par les espèces échantillonnées. Avec un peu d'efforts, il est techniquement possible de prélever régulièrement des œufs d'oiseaux de mer dans des colonies choisies. Toutefois, étant donné que la plupart des espèces d'oiseaux de mer échantillonnées se déplacent vers d'autres régions en hiver, il est difficile de dire de façon certaine d'où proviennent les contaminants présents dans les œufs. Cela

donne une grande importance aux déplacements saisonniers des oiseaux de mer échantillonnés.

Les programmes où les oiseaux de mer sont utilisés comme espèces-baromètres doivent tenir compte d'autres facteurs, dont les suivants :

1) la capacité de métaboliser des substances toxiques varie d'une espèce à l'autre (Walker et Knight, 1981) et peut également varier avec l'âge et l'état général de chaque oiseau;

2) idéalement, les techniques d'analyse utilisées (voir l'annexe 2) devraient être assez complètes pour détecter la présence des nouveaux contaminants qui pénètrent continuellement dans l'écosystème marin;

3) ce ne sont pas toutes les substances toxiques qui s'accumulent facilement dans la chaîne alimentaire, et elles ne passent pas nécessairement dans les œufs. Le plomb, par exemple, a plutôt tendance à s'accumuler dans le foie, les reins et les os, et le cadmium tend à s'accumuler dans les reins.

Le programme de surveillance décrit ici n'est pas le premier à se fonder sur les oiseaux de mer pour l'évaluation des contaminants dans le milieu marin. En Europe, on a utilisé la Marmette de Troïl comme espèce-baromètre pour surveiller les concentrations de polluants dans la mer Baltique (Olsson, 1977), et le Cormoran huppé, pour évaluer la contamination côtière dans la mer du Nord (Coulson et collab., 1972). Des pingouins ont également servi d'indicateurs de la pollution dans l'Antarctique (Ballschmiter et collab., 1981). Une étude comparative des concentrations tissulaires chez les puffins aux deux extrémités de leur migration transéquatoriale a permis d'évaluer la contamination relative des hémisphères Nord et Sud (Tanaka et collab., 1986). Les concentrations de contaminants chez la Sterne pierregarin ont servi à l'évaluation des différences entre les ruissellements urbain et rural au Massachusetts (Nisbet et Reynolds, 1984), et l'on a échantillonné récemment les régurgitations de pétrels pour y détecter la présence d'hydrocarbures (Boersma, 1986)

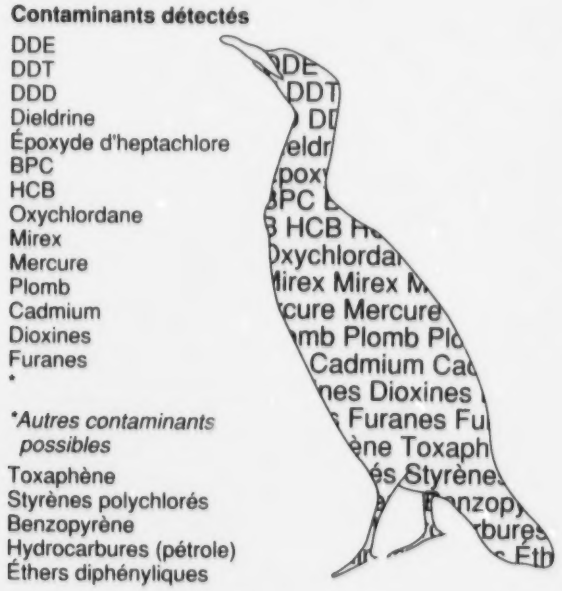
Chapitre VI

L'étendue de la contamination d'après les relevés et les programmes de surveillance

Plus de 40 espèces d'oiseaux de mer se reproduisent dans les eaux côtières canadiennes, et 10 autres espèces les visitent régulièrement. Elles constituent un groupe très diversifié, allant des pétrels de la taille d'une hirondelle aux albatros dont l'envergure dépasse 2,4 m.

Tous ces oiseaux de mer passent généralement leur vie en mer et sont tributaires des sources alimentaires marines. Les larinés, les sternes et les cormorans se reproduisant en eaux douces, par exemple, dans les Grands Lacs ou dans le lac Manitoba, ne sont pas compris dans cet ensemble.

Des 50 espèces ou plus d'oiseaux de mer que l'on trouve au Canada, seulement 24 ont été échantillonnées jusqu'ici à des fins d'analyse des contaminants de l'environnement, et seulement 15 ont été suffisamment échantillonnées pour nous permettre d'évaluer de façon significative les concentrations de contaminants dans différentes régions en fonction du temps, ou les effets de ces contaminants sur la santé des oiseaux (Noble et Elliott, 1986).



Les premiers relevés, de 1968 à 1972

Aucun des oiseaux examinés lors des premiers relevés ne présentait une concentration létale de résidus, mais les œufs d'un certain nombre d'espèces renfermaient de fortes concentrations de contaminants, particulièrement dans la baie de Fundy, le détroit de Géorgie ainsi que l'estuaire et le golfe du Saint-Laurent. Le DDE et les BPC étaient les principaux produits chimiques présents dans les œufs (généralement 0,20–20 mg/kg de poids humide); la dieldrine et l'HCB étaient moins abondants (0,1–1,0 mg/kg), et l'époxyde d'heptachlore, le mirex, le DDT et le DDD l'étaient tous encore moins (habituellement moins de 0,1 mg/kg). Les concentrations de mercure dans le foie d'oiseaux de mer de la baie des Chaleurs (Nouveau-Brunswick) et du détroit de Géorgie (Colombie-Britannique) variaient de 2 à 11 mg/kg, la quantité maximale de résidus se trouvant chez des cormorans du port de Bathurst. Les concentrations de mercure dans les œufs étaient toutes inférieures à 0,50 mg/kg.

La géographie de la contamination sur la côte de l'Atlantique

L'estuaire du Saint-Laurent

L'estuaire du Saint-Laurent (soit le tronçon de 550 km séparant l'île d'Orléans et l'île d'Anticosti, où les eaux douces se mélangent à l'eau salée du golfe) reçoit les eaux des Grands Lacs et de plusieurs grandes rivières se jetant dans le fleuve Saint-Laurent. Ce dernier est l'une des principales voies navigables du Canada, et ses rives sont fortement industrialisées et densément peuplées.

Les concentrations — Les chercheurs ont prélevé des œufs de trois espèces reproductrices communes (le Cormoran à aigrettes, le Goéland argenté et le Petit Pingouin) aux sites suivants : le groupe d'îles Les Pèlerins et l'île aux Pommes (figure 8) et les îles Rasade nord-est et sud-est.

Vu la forte industrialisation de l'estuaire du Saint-Laurent, il n'est pas surprenant que les concentrations maximales de composés organochlorés signalés dans la présente étude aient été mesurées dans les œufs de ce secteur. Pour l'ensemble des espèces, la concentration de DDE se situait en moyenne entre 1 et 3 mg/kg, la teneur la plus forte (12,8 mg/kg) ayant été mesurée dans un œuf de Cormoran à aigrettes. Les BPC constituaient les composés organochlorés dominants, avec des valeurs moyennes de 5–20 mg/kg dans les œufs des trois espèces et une valeur maximale de 58 mg/kg dans un œuf de Goéland argenté. Les autres contaminants présentaient des concentrations beaucoup plus faibles, avec des valeurs moyennes de 0,03–0,13 mg/kg pour la dieldrine, de 0,01–0,10 mg/kg pour l'époxyde d'heptachlore, de 0,01–0,08 mg/kg pour l'HCB et de 0,01–0,11 mg/kg pour l'oxychlordane. Des concentrations significatives de mirex n'ont été détectées que dans les œufs du Goéland argenté.

En dépit de différences dans les régimes alimentaires et les habitudes migratoires, les œufs de chacune des trois espèces de l'estuaire étaient contaminés de façon comparable, ce qui laisse supposer que les conditions locales — à savoir les eaux du bassin fortement industrialisé des Grands Lacs et du Saint-Laurent — étaient principalement en cause. Cependant, ces concentrations ne représentaient que la moitié de celles détectées dans les œufs de cormorans et de goélands échantillonnés vers la même époque dans les Grands Lacs d'aval (Vermeer et Peakall, 1977).

Malgré la présence de concentrations importantes d'un certain nombre de contaminants, Chapdelaine et Laporte (1982) n'ont pu prouver que ces contaminants avaient des effets nuisibles sur la reproduction du Petit Pingouin. Chez les oiseaux de mer, les teneurs en résidus de contaminants étaient beaucoup plus élevées que chez les poissons et les invertébrés provenant de l'estuaire (figure 4), mais moins élevées que les teneurs en DDT et en BPC des graisses de bélugas (Masse et collab., 1986).

Les tendances — On dispose de renseignements sur les concentrations de contaminants en fonction du temps pour deux espèces : le Cormoran à aigrettes de l'île aux Pommes et le Goéland argenté de la même île et de quelques colonies voisines (figure 11). Aucun des composés organochlorés n'accusait de baisse statistiquement significative dans les œufs de Cormorans à aigrettes prélevés tous les quatre ans de 1972 à 1988, même si les teneurs en DDE et en dieldrine sont aujourd'hui beaucoup plus faibles qu'en 1972. Il y a eu augmentation significative de l'HCB entre 1972 et 1976, et une augmentation marquante de l'époxyde d'heptachlore entre 1976 et 1980, même si l'on note une légère baisse vers 1984. Aucun des composés organochlorés détectés dans les œufs du Goéland argenté recueillis en 1974, 1976 et 1977 n'accusait de variations importantes. L'oxychlordane et peut-être l'époxyde d'heptachlore semblaient en augmentation dans certaines colonies, mais les principaux contaminants (le DDE, la dieldrine et les BPC) semblaient stables.

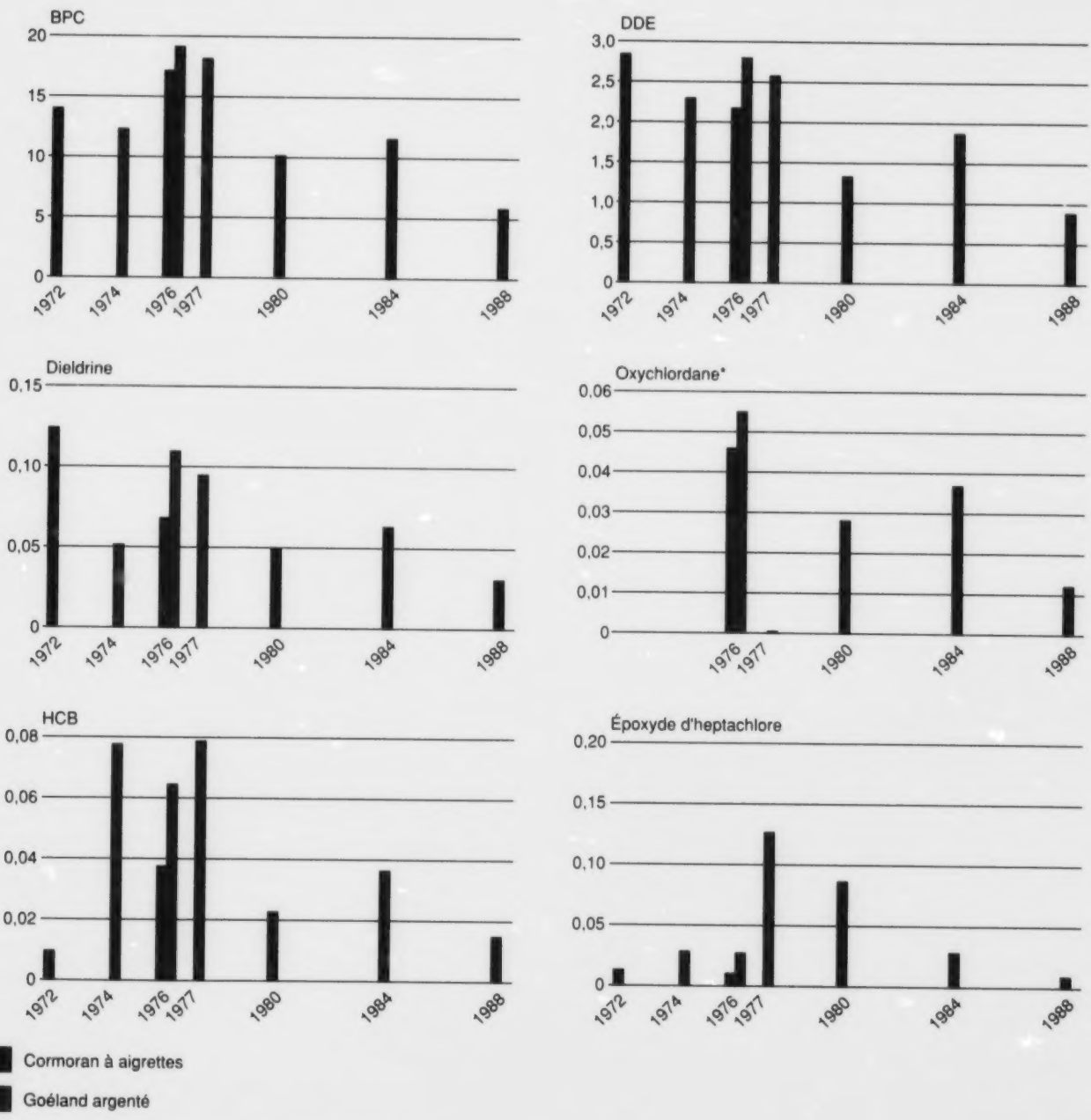
Le fait que les composés organochlorés n'aient pas diminué dans l'estuaire du Saint-Laurent laisse supposer que ces polluants continuent d'y pénétrer à partir du bassin hydrographique du fleuve. Bien que les concentrations de la plupart des composés organochlorés aient baissé de façon significative en 1972–1973 et 1980–1981 chez le Cormoran à aigrettes nichant dans la région des Grands Lacs, la baisse semble avoir atteint un palier (Weseloh et collab., 1983). Un apport continu de polluants atmosphériques, le déplacement des polluants présents dans les sédiments et le lessivage des contaminants du sol le long des rives industrialisées du bassin représentent également des sources de contamination possibles. Une surveillance insuffisante (jusqu'à tout récemment) des eaux usées et des déchets déversés dans le Saint-Laurent a sans aucun doute contribué au problème.

Le golfe du Saint-Laurent

Le golfe du Saint-Laurent représente une zone beaucoup plus étendue que l'estuaire. Il est limité par Terre-Neuve à l'est, le Québec au nord et à l'ouest, et le Nouveau-Brunswick, l'île du Prince-Édouard et la Nouvelle-Écosse au sud. On trouve des fonderies, des mines et de nombreuses usines de pâtes et papiers le long de la côte du Nouveau-Brunswick; sur l'île du Prince-Édouard et en Nouvelle-Écosse, c'est l'agriculture qui domine; au Québec, le long de la rive nord du Saint-Laurent, la foresterie et la pêche sont les activités les plus importantes. Bien qu'il subisse l'influence des eaux d'écoulement du fleuve Saint-Laurent, le golfe est alimenté par le courant froid du Labrador au nord et par des composantes du Gulf Stream, un courant chaud venant du Sud. Le transport maritime et l'industrialisation (particulièrement dans la partie sud du golfe) sont relativement denses et, ce qui est plus important sur le plan des pesticides, le golfe reçoit les eaux de ruissellement d'une région où le DDT a été fortement utilisé dans les pulvérisations aériennes.

Les concentrations — Au début des années 1970, les chercheurs ont prélevé des œufs dans des colonies de Cormorans à aigrettes, de Goélands argentés et de Macareux moines le long de la rive nord et au milieu du golfe; des œufs de Sternes pierregarins sur les côtes du Nouveau-Brunswick et de l'île du Prince-Édouard; des œufs de Petits Pingouins, de Marmettes de Troïl et de Guillemots à miroir sur la rive nord du Québec; et des œufs de Fous de Bassan sur l'île Bonaventure, dans la péninsule gaspésienne.

Figure 11
Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant dans l'estuaire du Saint-Laurent, 1972–1988. Les contaminants ont été mesurés en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.



* L'oxychlordane n'a pas été dosé en 1972.

Reflet des diverses influences environnementales locales, la contamination par les composés organochlorés, qui est généralement plus faible dans le golfe que dans l'estuaire, varie d'un site d'échantillonnage à l'autre (figure 8). La teneur moyenne du DDE se situait entre 1 et 15 mg/kg, et celle des BPC, entre 1 et 25 mg/kg. Les concentrations de dieldrine dans les œufs étaient généralement inférieures à 0,2 mg/kg, excepté chez les Fous de Bassan, où elles pouvaient atteindre 1,5 mg/kg. L'oxychlordane, l'HCB et l'époxyde d'heptachlore ont été détectés à des concentrations proches de 0,10 mg/kg ou moins.

Dans les années 1970, le classement des espèces par ordre décroissant de contamination était le suivant : Fou de Bassan, Cormoran à aigrettes, Petit Pingouin, Goéland argenté, Macareux moine, Marmette de Troïl, Guillemot à miroir et Sterne pierregarin. Les écarts de contamination d'une espèce à l'autre semblaient refléter, en gros, les régimes alimentaires (annexe 3). Le Fou de Bassan, qui se nourrit de gros poissons comme le maquereau et le hareng vivant en bancs, présentait les plus fortes teneurs en contaminants. Les sternes, qui se nourrissent de petits poissons et de zooplancton pélagique, étaient les moins contaminées.

Dans les années 1980, seuls des œufs du Fou de Bassan de l'île Bonaventure et du Goéland argenté de la rive nord du golfe ont été analysés. Les teneurs en composés organochlorés étaient similaires chez les deux espèces et comparables aux teneurs détectées à la même époque chez les Cormorans à aigrettes de l'estuaire du Saint-Laurent.

David Noble

Un Goéland bourgmestre à l'affût des œufs (ou des oisillons) des Marmettes de Brünnich d'une colonie du nord de la baie d'Hudson. Les goélands dont le régime alimentaire comprend une grande proportion d'œufs ou d'oisillons peuvent être menacés par les contaminants.

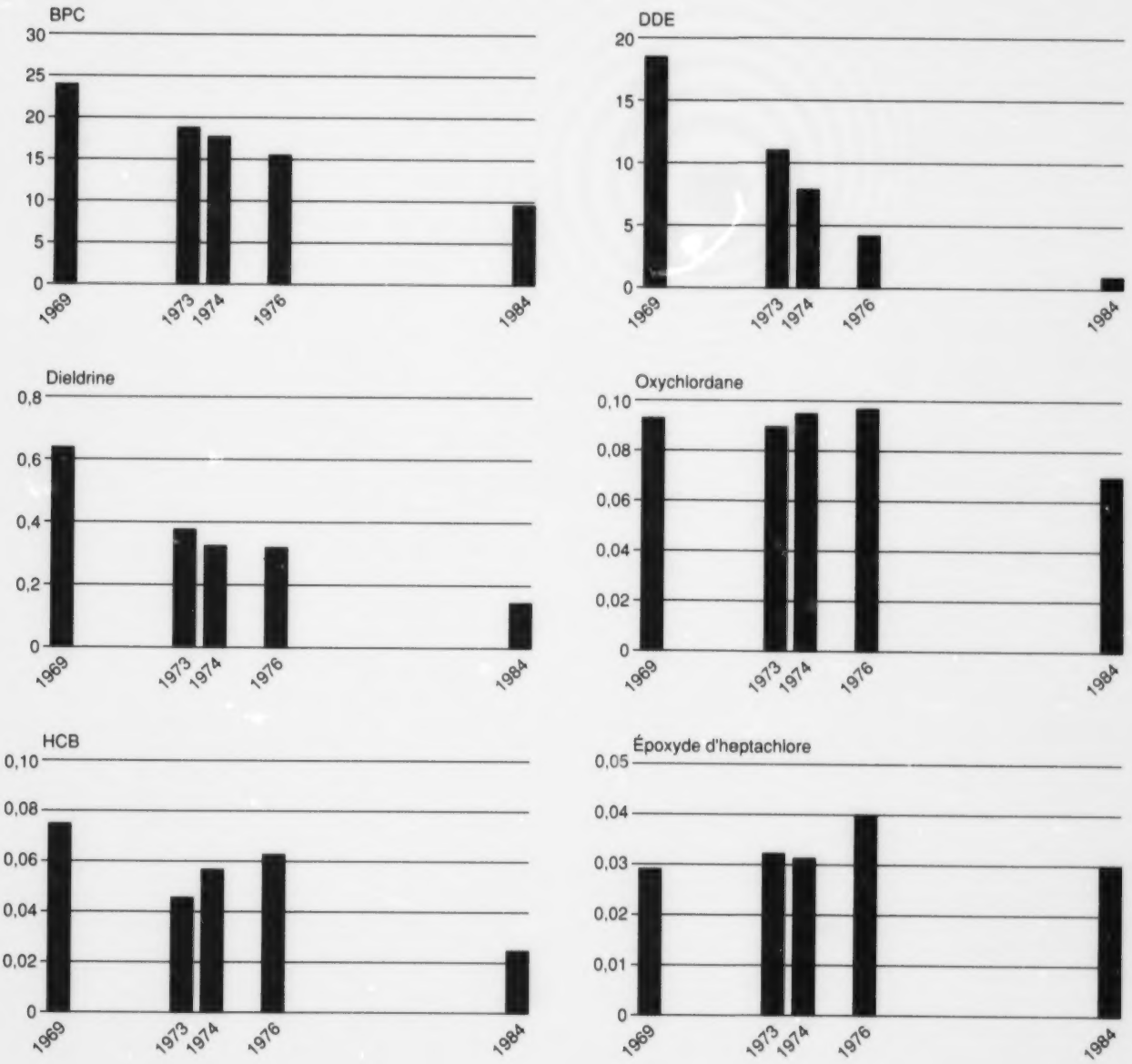
Les tendances, d'après les œufs du Fou de Bassan de l'île Bonaventure — L'ensemble le plus complet de données sur les concentrations historiques de polluants dans le golfe du Saint-Laurent provient de l'analyse des œufs du Fou de Bassan de l'île Bonaventure. On étudie depuis plus de 20 ans la grande colonie reproductrice de Fous de Bassan de la pointe orientale de la péninsule gaspésienne. À la fin des années 1960, on comptait moins de 30 % d'œufs éclos et beaucoup d'œufs étaient brisés. Parmi les nombreux contaminants détectés dans ces œufs, le DDE présentait des teneurs particulièrement élevées. Les soupçons touchant l'amincissement de la coquille ont été confirmés, les œufs échantillonnés étant considérablement plus minces (29 %) que ceux prélevés avant 1947. En 1969, beaucoup d'œufs étaient totalement dépourvus de la membrane externe dont sont normalement recouverts les œufs du Fou de Bassan.

La source du DDE n'a pas été difficile à trouver. Depuis les années 1950, la plupart des provinces maritimes, le Québec et le Maine procédaient à de vastes opérations de pulvérisation de DDT contre la tordeuse des bourgeons de l'épinette. La majeure partie de ce DDT, transportée dans l'atmosphère ou par les cours d'eau, a fini par atteindre les eaux du golfe. Comme les Fous de Bassan se nourrissent exclusivement de poissons relativement gros et riches en graisses qu'ils trouvent dans le golfe, ils ont très vite accumulé plus de DDT qu'ils ne pouvaient en excréter ou en métaboliser.

Le Nouveau-Brunswick a mis fin aux pulvérisations de DDT sur les forêts en 1969, et l'utilisation du DDT a fait l'objet d'autres restrictions les années suivantes. La figure 12 montre les changements observés dans les teneurs en contaminants des œufs du Fou de Bassan après l'interdiction des composés organochlorés. Les valeurs présentées sont les concentrations moyennes mesurées dans un échantillon d'œufs frais prélevés une année donnée. Certains œufs gâtés étaient plus contaminés, les BPC atteignant 60 mg/kg; le DDE, 57 mg/kg; et la dieldrine, 1,5 mg/kg. Ces valeurs proviennent d'une nouvelle analyse d'œufs entreposés à –40 °C dans une banque de spécimens. Cela signifie que les mêmes techniques d'analyse ont été utilisées pour tous les œufs prélevés entre 1968 et 1984 (Elliott et collab., 1988*b*).

Presque tous les contaminants ont semblé diminuer entre 1968 et 1984. Les concentrations de DDE, de dieldrine et de BPC ont diminué de façon marquée, le DDE accusant la baisse la plus spectaculaire, probablement en raison de l'élimination soudaine du DDT dans les programmes de pulvérisation des forêts. L'HCB et les BPC, qui proviennent principalement de procédés industriels, ont diminué plus lentement du fait qu'ils ont été supprimés progressivement. Les concentrations d'oxychlordane et d'époxyde d'heptachlore n'ont pas changé de façon significative pendant la

Figure 12
Changements dans les teneurs en contaminants des œufs frais du Fou de Bassan de l'île Bonaventure, dans le golfe du Saint-Laurent, 1969–1984. Les contaminants ont été mesurés en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.



période d'échantillonnage. Le chlordane, principale source de ces deux composés chimiques, n'a fait l'objet d'une réglementation au Canada qu'en 1978, ce qui explique peut-être l'augmentation des concentrations entre 1969 et 1976.

Les améliorations observées dans le succès de la reproduction, l'épaisseur de la coquille des œufs et les effectifs de la colonie correspondent à la diminution des concentrations de DDE, de dieldrine et de BPC. La plupart des biologistes croient que les échecs de la reproduction étaient attribuables à l'amincissement de la coquille des œufs causé par le DDE, même si la dieldrine a pu être à l'origine de la mort de certains embryons. Le succès actuel de la reproduction des Fous de Bassan de l'île Bonaventure est sans aucun doute lié à l'interdiction du DDT.

Les teneurs en contaminants des œufs du Goéland argenté et du Petit Pingouin du golfe du Saint-Laurent ont peu varié pendant les 20 dernières années. Seules les concentrations de DDE ont connu une baisse générale. Les concentrations d'époxyde d'heptachlore et d'oxychlordane n'ont diminué nulle part, et leur teneur a même augmenté chez le Goéland argenté et le Petit Pingouin dans les colonies d'oiseaux de mer le long de la rive nord du golfe. On n'a observé aucune tendance nette pour les produits suivants : la dieldrine, l'époxyde d'heptachlore, l'oxychlordane, l'HCB et les BPC.

La baie de Fundy

Il y a un peu de transport maritime dans la baie de Fundy, mais relativement peu d'industries le long des côtes. Malheureusement, pendant les années 1950 et 1960, de larges étendues de forêt ont été traitées au DDT pour combattre la tordeuse des bourgeons de l'épinette, et le DDT, transporté dans les eaux de ruissellement de la rivière Saint-Jean, a pénétré dans la baie de Fundy. Le bassin hydrographique de cette rivière draine non seulement les terres forestières traitées par pulvérisation, mais également des zones agricoles où l'utilisation de pesticides était relativement répandue.

Entre 1972 et 1988, les biologistes ont échantillonné tous les quatre ans des œufs de quatre espèces d'oiseaux de mer de la baie de Fundy pour y détecter des contaminants organochlorés. Ils ont eu recours aux espèces-baromètres suivantes : le Cormoran à aigrettes de l'île Manawagonish, à l'embouchure de la rivière Saint-Jean, le Pétrel cul-blanc de l'île Kent, le Macareux moine de l'île Machias Seal, et le Goéland argenté de ces trois endroits (figure 8).

Les concentrations — Elles s'établissaient comme suit : 1 à 7 mg/kg pour le DDE; 2 à 20 mg/kg pour les BPC; 0,02 à 0,13 mg/kg pour l'oxychlordane; 0,02 à 0,34 mg/kg (dans un œuf de Goéland argenté) pour la dieldrine; 0,01 à 0,20 mg/kg pour l'HCB. Les concentrations d'époxyde d'heptachlore étaient toujours inférieures à 0,10 mg/kg.

Les pétrels et les macareux océaniques présentaient une contamination globale comparable. Les cormorans s'alimentant sur le littoral présentaient certaines des concentrations les plus élevées de DDE et de BPC, mais les concentrations des autres contaminants étaient faibles. Les œufs du Goéland argenté accusaient le plus de variabilité. Les concentrations globales étaient inférieures à celles observées dans l'estuaire ou le golfe du Saint-Laurent.

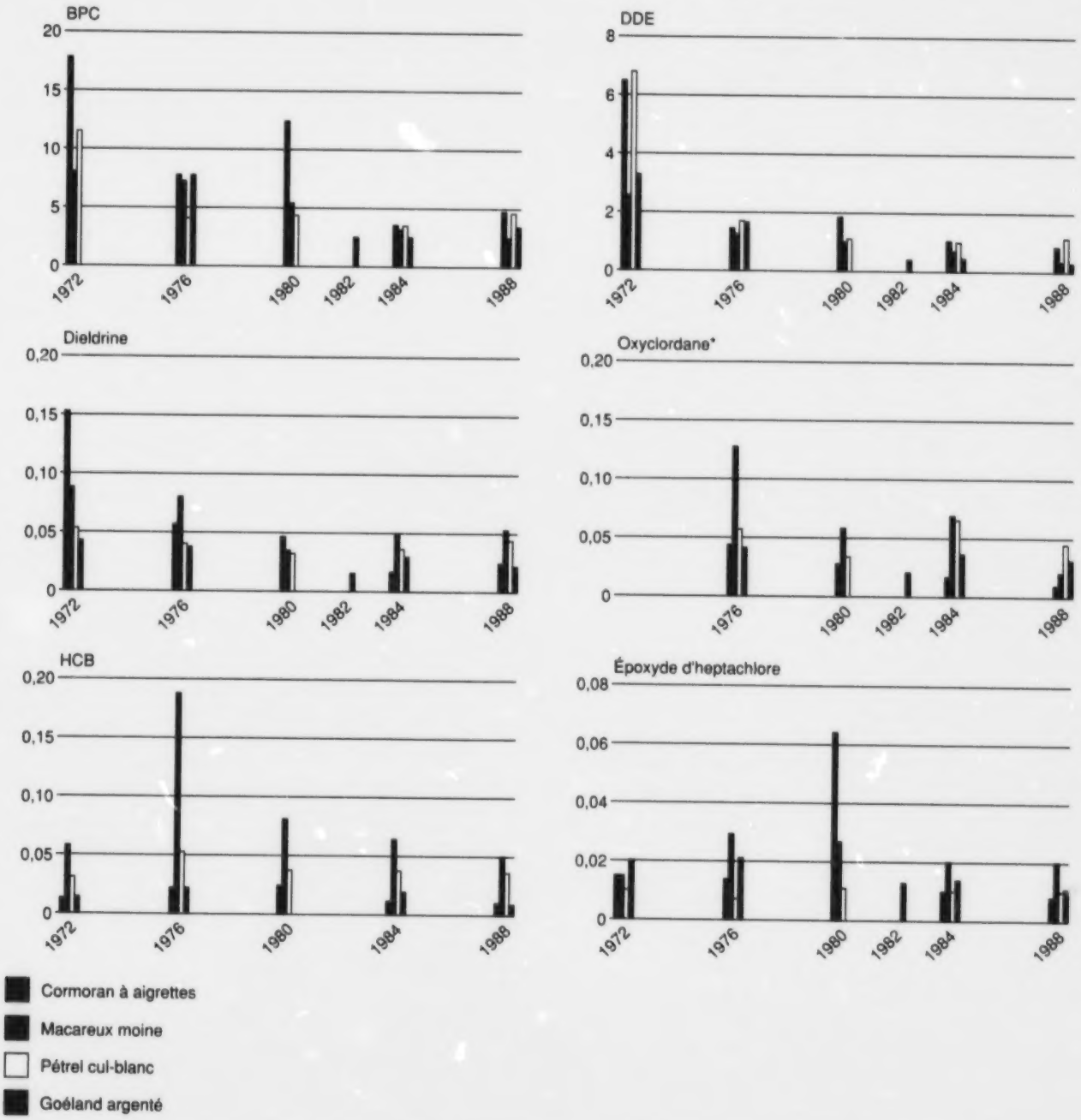
Les tendances — Chez les quatre espèces-baromètres (le Cormoran à aigrettes, le Pétrel cul-blanc, le Macareux moine et le Goéland argenté), les résidus de DDE et de BPC ont diminué de façon marquée (figure 13), tout comme la dieldrine dans les œufs de macareux et de cormorans. La baisse spectaculaire des concentrations de DDT peut être attribuée à l'arrêt des pulvérisations sur les forêts. Cette diminution laisse supposer que la pollution locale avait été la principale source de ce contaminant dans le passé. L'oxychlordane a diminué chez les macareux entre 1976 et 1988, mais ce composé n'a pas varié de façon significative chez les trois autres espèces. Les concentrations d'époxyde d'heptachlore ont atteint en 1980 leur valeur maximale dans les œufs de cormorans, puis ont baissé de façon significative. Chez les trois autres espèces, les concentrations d'époxyde d'heptachlore étaient faibles et n'ont pas varié de façon significative.

La plate-forme continentale Scotian

La zone de la plate-forme continentale s'étendant le long de la côte sud de la Nouvelle-Écosse, bien que riche en poissons, n'abrite pas de grandes colonies d'oiseaux de mer. Les terres de cette région sont surtout utilisées à des fins agricoles, et l'on y trouve un grand port, celui de Halifax.

Les concentrations — Les Cormorans à aigrettes de l'île Campbell et les Goélands argentés des îles Campbell, Ram et Sable sont les seuls oiseaux de mer dont les œufs aient été échantillonnés en 1976 dans les colonies le long de la plate-forme continentale Scotian (figure 8). Les concentrations de DDE se situaient entre 1 et 2 mg/kg et celles de BPC, entre 5 et 15 mg/kg, tous les autres composés organochlorés étant présents à des concentrations inférieures à 0,10 mg/kg. En dépit de l'éloignement de l'île de Sable, c'est là que les œufs de Goélands argentés étaient le plus contaminés, mais l'écart n'était pas statistiquement significatif.

Figure 13
Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant dans la baie de Fundy, 1972–1988. Les contaminants ont été mesurés en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.



* L'oxychlordane n'a pas été dosé en 1972.

Les Grands Bancs de Terre-Neuve et le sud du Labrador

La zone de la plate-forme continentale, qui s'étend du sud-est de Terre-Neuve au sud du Labrador, renferme un des habitats les plus riches en oiseaux de mer du Canada. Cette zone est plus océanique que celles décrites précédemment et davantage exposée aux courants océaniques qu'à l'écoulement des cours d'eau. La pêche représente la principale source de revenu de la plus grande partie de la population, et le transport maritime, d'importance modérée, se fait surtout en direction du port de St-Jean, qui est le plus important de la région. L'agriculture est pratiquement inexistante; par contre, on trouve plusieurs industries forestières.

La région de la baie Witless, le cap St. Mary's, l'île Baccalieu, l'île Funk et, plus au nord, les îles Gannet et Bird, près de Cartwright, au Labrador, abritent de grandes colonies d'oiseaux de mer (Brown, 1986). Les principales espèces sont le Macareux moine, la Marmette de Troïl, le Petit Pingouin, la Mouette tridactyle et le Pétrel cul-blanc; les larinés, les fulmars et les Fous de Bassan sont également nombreux. Les Grands Bancs constituent une importante aire d'hivernage pour les oiseaux de mer de l'Arctique, du Groenland et du golfe du Saint-Laurent ainsi que pour un grand nombre de puffins et de diablotins venant de l'hémisphère Sud.

Les concentrations — Les œufs du Pétrel cul-blanc et du Macareux moine prélevés sur l'île Great (au sud de St-Jean) étaient moins contaminés que ceux provenant du golfe du Saint-Laurent ou de la baie de Fundy (figure 8). Le DDE présentait des teneurs se situant entre 0,30 et 3 mg/kg, et les BPC, entre 1 et 4 mg/kg. Les résidus de toxaphène atteignaient en moyenne 1 à 2 mg/kg. Les autres composés organochlorés détectés présentaient des concentrations inférieures à 0,10 mg/kg.

Entre 1968 et 1970, on a recueilli les carcasses de cinq espèces d'alcidés (Mergule nain, Macareux moine, Guillemot à miroir, Marmette de Troïl et Petit Pingouin) et de Fulmars boréaux dans le sud du Labrador ou plus au nord, dans le détroit de Davis, afin de doser les composés organochlorés et le mercure. Les corps entiers de fulmars renfermaient les plus fortes concentrations de composés organochlorés détectées, soit en moyenne 2,6 mg/kg pour le DDE et 7,2 mg/kg pour les BPC. De tous les alcidés, les Petits Pingouins présentaient le tissu musculaire le plus contaminé. Les Mergules nains étaient nettement moins contaminés que toutes les autres espèces. Les résidus de mercure se situaient entre 0,16 et 0,32 mg/kg. Les concentrations de contaminants dans le tissu musculaire des marmettes présentent un intérêt particulier du fait que beaucoup de résidants de Terre-Neuve et du Labrador chassent et consomment régulièrement des Marmettes de Brünnich.

Les tendances — Un programme de surveillance à long terme des contaminants chez les oiseaux de mer de Terre-Neuve a été mis en œuvre à l'île Great. Seuls les œufs du Pétrel cul-blanc et du Macareux moine ont été échantillonnés régulièrement tous les quatre ans, de 1968 à 1988, parmi les nombreuses espèces qui se reproduisent dans cette région. On a également analysé quelques œufs de Goélands argentés entre 1975 et 1988.

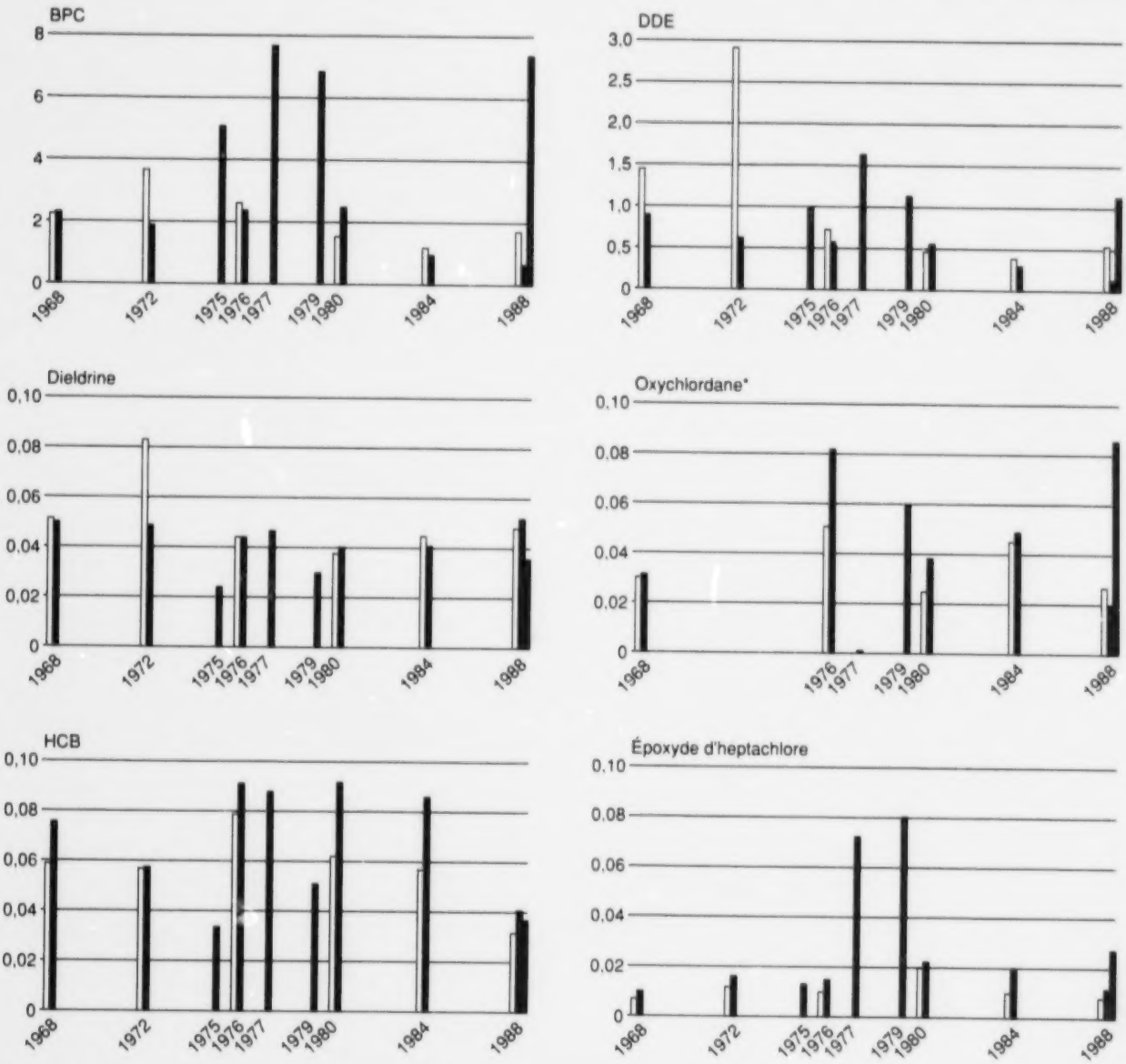
Les résidus de DDE ont diminué de façon significative dans les œufs de macareux et de pétrels, mais les teneurs en BPC n'ont diminué que chez les macareux, et seulement après 1980 (figure 14). La dieldrine et l'HCB se sont maintenus à des concentrations relativement constantes, tandis que l'époxyde d'heptachlore et l'oxychlordane semblent avoir augmenté entre la fin des années 1960 et la fin des années 1970, mais de façon non significative. En 1988, les concentrations d'heptachlore et d'oxychlordane étaient généralement aussi faibles qu'à la fin des années 1960 (figure 14).

Les oiseaux de mer se reproduisant le long de la plate-forme continentale de Terre-Neuve se trouvent relativement éloignés des principales sources de pesticides et d'autres produits chimiques industriels. Cela explique les faibles concentrations de contaminants que l'on trouve généralement dans leurs œufs. La diminution du DDE est probablement attribuable à l'arrêt des pulvérisations de DDT sur les forêts dans le Canada Atlantique ainsi qu'aux restrictions générales imposées à l'utilisation du DDT en Amérique du Nord. La présence continue d'oxychlordane, d'époxyde d'heptachlore et d'HCB chez certains oiseaux de mer de l'île Great est peut-être due au transport atmosphérique de ces polluants jusque dans des zones situées au milieu de l'océan, où se nourrissent habituellement les macareux et les pétrels.

La contamination dans l'Arctique

Le Haut Arctique, situé au-delà de 70° de latitude N, est un immense archipel. Bien qu'il n'y ait pratiquement pas d'industrie dans l'Arctique — excepté quelques mines —, les activités d'exploration pétrolière ont été intenses dans la région au cours des deux dernières décennies. Le détroit de Lancaster, par exemple, une zone biologiquement très productive abritant une grande diversité d'oiseaux et de mammifères marins, a été proposé comme voie de passage pour les pétroliers transportant vers le sud les hydrocarbures de l'Arctique (Gaston et Nettleship, 1983).

Figure 14
Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant à Terre-Neuve, 1968–1988. Les contaminants ont été mesurés en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.



* L'oxychlordane n'a pas été dosé en 1972. Les données de 1968 sont tirées d'une nouvelle analyse des échantillons conservés.

Les colonies d'oiseaux de mer du Haut Arctique sont en général de grande taille. Les espèces dominantes sont la Marmette de Brünnich, le Fulmar boréal et la Mouette tridactyle; on y trouve également d'autres larinés mais en moins grand nombre (Brown, 1986). Les sites des principales colonies comprennent le cap Vera et l'anse Hobhouse (île Devon), l'île Coburg, l'île du Prince-Léopold (à l'extrémité ouest du détroit de Lancaster), le cap Hay (île de Bylot), le cap Searle et la baie Reid (Terre de Baffin). Plus au sud, on trouve de grandes colonies de Marmettes de Brünnich principalement, sur les îles Hantzsch, Akpatok, Coats et Digges; ces endroits sont tous situés dans le détroit d'Hudson. L'île Seymour, au nord de l'île Bathurst, abrite une importante colonie de Mouettes blanches (MacDonald, 1978).

Les concentrations — Les échantillons provenant d'oiseaux de mer de l'Arctique comprenaient les œufs ou le foie de quatre espèces de l'île du Prince-Léopold et de l'île Seymour (figure 10), prélevés au milieu des années 1970 et en 1987–1988. À l'exception des BPC, les résidus de composés organochlorés dans les œufs étaient relativement faibles : moins de 0,50 mg/kg pour le DDE, et des teneurs inférieures à 0,10 mg/kg pour d'autres composés. Les concentrations des composés organochlorés dans le foie des oiseaux étaient comparables à celles détectées dans les œufs.

Il y avait peu de différences entre les concentrations présentes dans les œufs des diverses espèces échantillonnées (la Marmette de Brünnich, la Mouette tridactyle et la Mouette blanche), à l'exception des fortes concentrations de BPC (jusqu'à 6 mg/kg dans l'un des œufs) mesurées chez les Mouettes tridactyles (figure 15). Fait surprenant, les Mouettes blanches résidantes étaient aussi contaminées que les espèces migratrices, ce qui prouve que les polluants sont transportés sur de grandes distances jusque dans l'Arctique.

La similarité des concentrations de résidus s'explique probablement par la similarité des régimes alimentaires au début de la saison de reproduction. Les Mouettes blanches, les fulmars et les Mouettes tridactyles se nourrissent habituellement à la surface de l'océan, leurs proies étant des amphipodes et les morues arctiques qui leur sont associées. Au début de la ponte, les marmettes, même si elles se nourrissent de proies capturées sous la surface, dépendent aussi des amphipodes associés à la glace (et des morues arctiques).

Le foie des fulmars constituait le milieu le plus contaminé. Cette espèce peut être davantage exposée aux contaminants du fait qu'elle se nourrit parfois de mammifères marins morts (annexe 3).

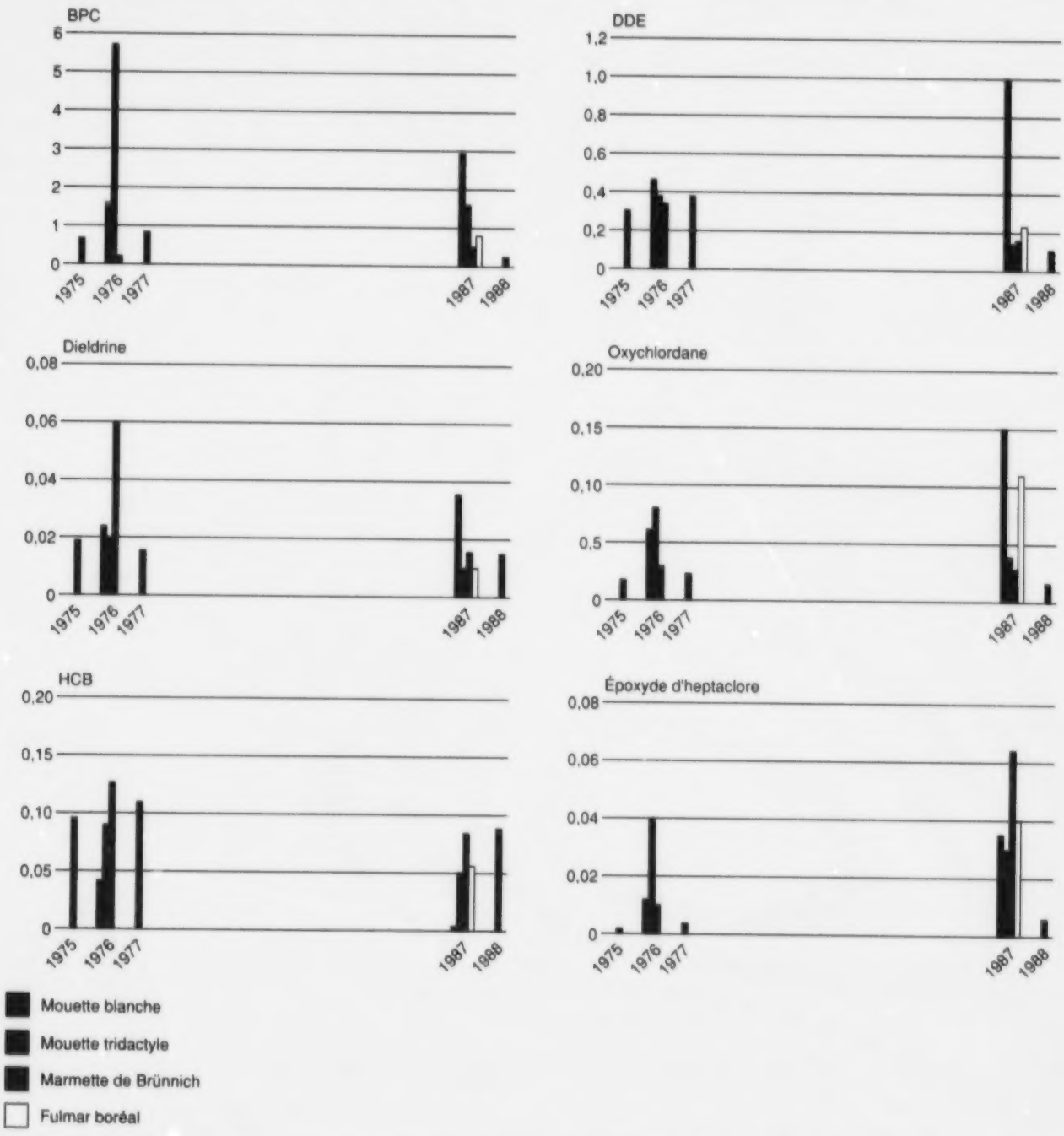
Le transport à grande distance est la principale source des composés organochlorés présents dans l'Arctique (la contamination causée par le réseau avancé d'alerte en est une autre); Norstrom et collab. (1988) ont pu établir un lien entre les concentrations détectées et la quantité de précipitations qu'une région reçoit. Il semble probable qu'une grande partie de l'apport actuel de composés organochlorés dans l'Arctique provient de l'utilisation continue de ces composés à l'extérieur de l'Amérique du Nord.

Les tendances — On a pu comparer les concentrations de contaminants présents, au milieu des années 1970, dans les œufs de Marmettes de Brünnich, de Mouettes blanches et de Mouettes tridactyles ainsi que dans le foie de Fulmars boréaux, aux concentrations mesurées en 1987 et 1988. Sur l'île du Prince-Léopold, la plupart des composés organochlorés (le DDE, les BPC, la dieldrine et l'HCB) semblent avoir diminué (figure 15). Par contre, l'époxyde d'heptachlore et l'oxychlordane n'ont pas diminué, et ils ont même

Service canadien de la faune

Une Mouette tridactyle. Comme les membres de cette espèce se nourrissent à la surface de l'océan, les teneurs en contaminants de leurs œufs reflètent souvent la quantité de polluants transportés dans l'atmosphère jusqu'à leurs aires de reproduction.

Figure 15
Concentrations des principaux contaminants dans les œufs d'oiseaux de mer de l'Arctique, 1975–1988. Les contaminants ont été mesurés en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.



augmenté chez certaines espèces. Entre 1976 et 1987, les concentrations de DDE, de BPC, d'oxychlordane, de dieldrine et d'époxyde d'heptachlore dans les œufs de Mouettes blanches ont toutes augmenté. La diminution des teneurs en composés organochlorés chez les espèces migratrices traduit peut-être une diminution générale des concentrations de ces composés dans l'Atlantique Nord, tandis que les teneurs plus fortes chez les Mouettes blanches résidantes indiqueraient un transport atmosphérique plus important vers l'Arctique.

La géographie de la contamination sur la côte du Pacifique

Le détroit de Géorgie

Le détroit de Géorgie se situe entre la partie continentale de la Colombie-Britannique et l'île de Vancouver. Au lieu des aciéries et des usines chimiques que l'on trouve dans d'autres régions contaminées comme le lac Ontario et le bassin supérieur du Saint-Laurent, ce sont des industries liées aux produits forestiers qui caractérisent le détroit de Géorgie, dont des usines de pâtes et papiers et de produits du bois ainsi que des aires de stockage de billes. Il y a en outre quelques mines de métaux et un important transport maritime (Waldichuk, 1983). Le fleuve Fraser, qui draine la majeure partie du sud industriel et agricole de la Colombie-Britannique, fournit 75 % de l'eau douce qui s'écoule dans le détroit.

La plupart des colonies d'oiseaux de mer du détroit sont relativement petites, et les espèces dominantes sont les cormorans et le Goéland à ailes grises. Le Guillemot du Pacifique, l'Alque marbrée et beaucoup d'autres oiseaux piscivores comme le Grand Héron, les becs-scies et les macreuses se reproduisent également dans la région (Vermeer et collab., 1983).

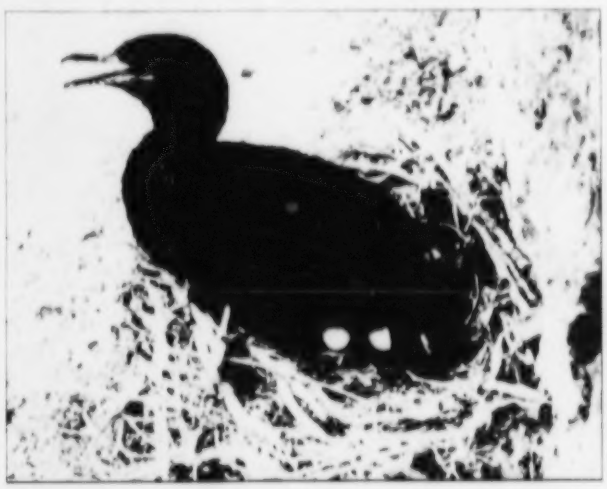
Les concentrations — Entre 1970 et 1985, les biologistes ont prélevé des œufs de Guillemots du Pacifique, de Goélands à ailes grises, de Cormorans à aigrettes et de Cormorans pélagiques dans plusieurs colonies du détroit de Géorgie (figure 9).

En dépit de la présence d'un grand nombre d'usines de produits forestiers dans le détroit, la plupart des concentrations de pesticides organochlorés étaient singulièrement faibles (les fortes concentrations de dioxines et de furanes chlorés détectées récemment dans les œufs de cormorans est examinée à la fin du présent chapitre). Le DDE a été détecté à des concentrations inférieures à 1 mg/kg dans tous les œufs, à l'exception des œufs de cormorans au début des années 1970. Chez chacune des quatre espèces, la dieldrine, l'époxyde d'heptachlore et l'oxychlordane atteignaient des concentrations de 0,05 mg/kg ou moins, et l'HCB atteignait jusqu'à 0,30 mg/kg chez les Cormorans à aigrettes. Les concentrations moyennes de BPC se situaient entre 1 et 15 mg/kg, les teneurs les plus élevées en résidus ayant été détectées chez les cormorans. Bien que les résultats aient varié considérablement, le Cormoran à aigrettes semblait être l'espèce la plus contaminée.

Aucune de ces espèces n'est particulièrement migratrice, même si certaines peuvent se disperser à l'extérieur du détroit pendant l'hiver. Les goélands se nourrissent souvent dans des milieux terrestres comme les décharges, qui ne semblent pas particulièrement contaminées. En fait, les goélands qui se nourrissent dans les décharges sont peut-être moins en danger que ceux qui s'alimentent ailleurs, car les contaminants présents dans les déchets de nourriture humaine consommés par les oiseaux sont surveillés beaucoup plus étroitement (conformément aux normes relatives à la santé) que ceux des aliments provenant de l'environnement marin.

Les tendances — En ce qui a trait au détroit de Géorgie, on possède des données à long terme sur les concentrations de contaminants de l'environnement pour trois espèces : le Cormoran à aigrettes et le Cormoran pélagique de l'île Mandarte, et le Goéland à ailes grises vivant près de l'embouchure du Fraser (Vancouver).

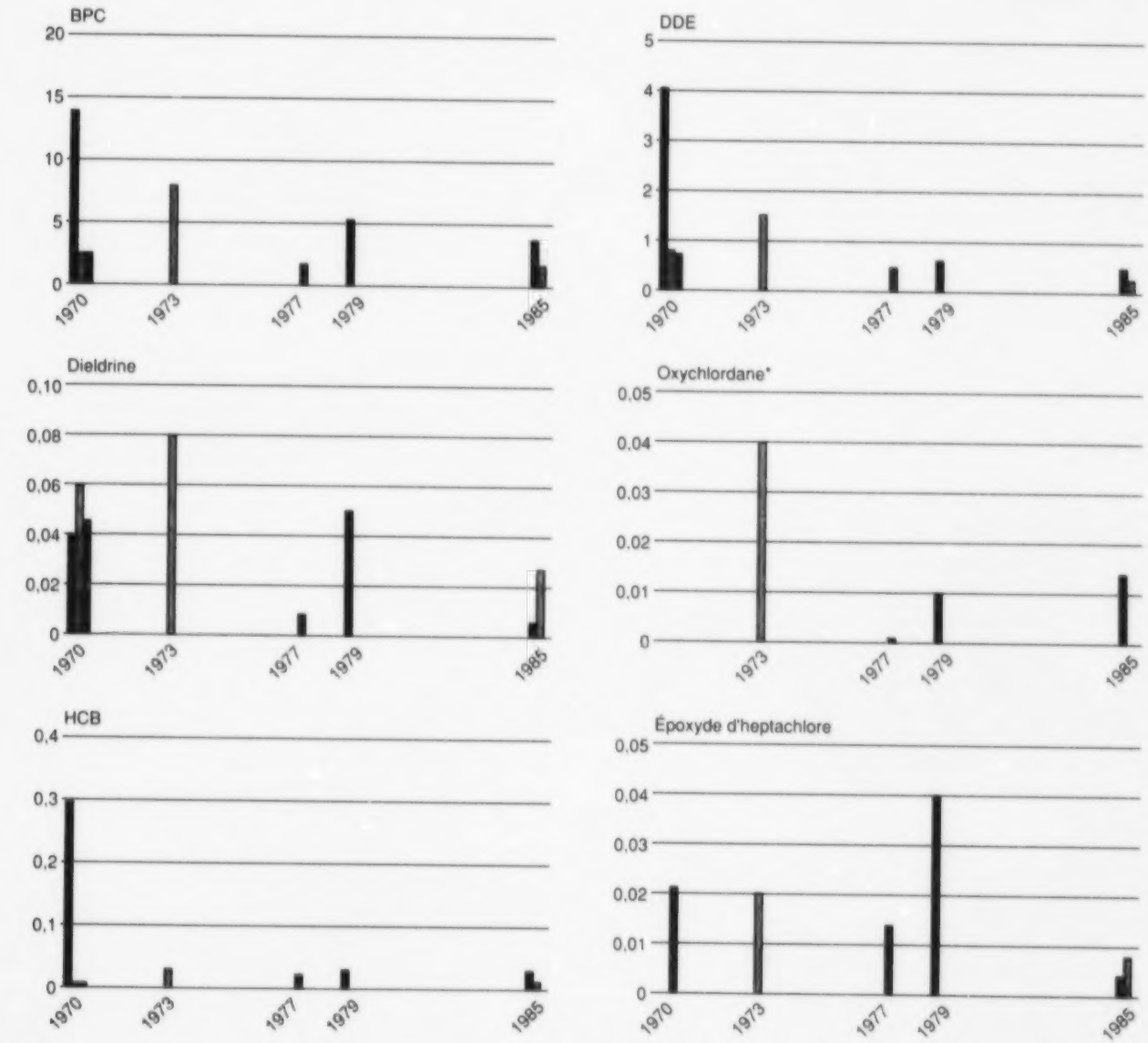
Les résidus de DDE ont diminué chez les trois espèces, et de façon spectaculaire dans les œufs du Cormoran à aigrettes (figure 16). La dieldrine et l'époxyde d'heptachlore n'ont pas varié de façon significative jusque dans les années 1980, où leur concentration a diminué chez les cormorans et les goélands. Les BPC ont connu un recul important chez les



Service canadien de la faune

Un Cormoran à aigrettes. Les œufs de cette espèce ont semblé être les plus contaminés de tous les œufs d'oiseaux de mer échantillonnés dans le détroit de Géorgie.

Figure 16
Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant dans le détroit de Géorgie, 1970–1985. Les contaminants ont été mesurés en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.



* L'oxychlordane n'a pas été dosé avant 1973.

Cormorans à aigrettes mais peu marqué chez les goélands et les Cormorans pélagiques. Les concentrations d'oxychlordane ont augmenté légèrement chez les Cormorans à aigrettes seulement, et l'HCB n'a présenté aucune tendance caractéristique. Des œufs de Cormorans pélagiques prélevés sur l'île Mandarte en 1973 ont été analysés de nouveau; la comparaison des résultats avec ceux de 1985 montre que les concentrations d'HCH et d'HCB augmentent.

L'ouest et le nord de l'île de Vancouver

Comparativement au détroit de Géorgie, la côte ouest de l'île de Vancouver est relativement peu contaminée. Elle n'est pratiquement pas industrialisée et ne compte que quelques ports et un peu d'agriculture, sauf dans le Sud. Son littoral est fréquenté par une importante population d'oiseaux de mer, dont des Pétrels cul-blanc, des Goélands à ailes grises, des Macareux huppés, des Alques de Cassin, des Macareux rhinocéros, des Alques marbrées et trois espèces de cormorans. L'île Triangle, juste au nord de l'île de Vancouver, accueille la plus grande colonie d'oiseaux de mer, dont une importante population de Marmettes de Troïl.

Les concentrations — En 1970, les chercheurs ont échantillonné quatre espèces (le Pétrel cul-blanc, le Goéland à ailes grises, le Guillemot du Pacifique et le Macareux huppé) sur l'île Cleland (près de Tofino) en vue du dosage des composés organochlorés. En 1985, ils ont prélevé des œufs de Pétrels cul-blanc, de Goélands à ailes grises et de Cormorans pélagiques dans plusieurs colonies de l'extrémité nord-ouest de l'île de Vancouver (figure 9).

Les analyses des échantillons de 1970 ont révélé la présence de concentrations relativement faibles de la plupart des composés organochlorés : celles de DDE et de BPC se situaient entre 1 et 3 mg/kg et celles de dieldrine et d'HCB étaient inférieures à 0,05 mg/kg. Les Pétrels cul-blanc, qui se nourrissent à la surface de l'océan, étaient le plus contaminés. Les Goélands à ailes grises présentaient les concentrations les plus élevées de BPC.

Dans les échantillons de 1985 provenant d'une région plus septentrionale, les concentrations de composés organochlorés étaient uniformément inférieures; les concentrations moyennes de DDE étaient d'environ 0,50 mg/kg dans les œufs, celles de BPC atteignaient 1,0 mg/kg et les autres contaminants n'étaient pratiquement pas détectables. Le classement des espèces était semblable à celui de 1970, les Pétrels cul-blanc étant le plus contaminés, particulièrement par le DDE, le DDT et le DDD. Ce sont les œufs du Goéland à ailes grises qui présentaient les plus fortes teneurs en BPC, en oxychlordane et en époxyde d'heptachlore.

Les tendances — Les analyses des œufs du Pétrel cul-blanc et du Goéland à ailes grises prélevés sur l'île Cleland en 1970 et dans l'extrémité nord-ouest de l'île de Vancouver au milieu des années 1980 donnent une certaine idée des tendances dans le temps de la pollution le long de la côte ouest de l'île de Vancouver.

Chez les deux espèces, les concentrations de DDE et de dieldrine dans les œufs étaient nettement inférieures dans les années 1980 (figure 17). Les BPC ont connu un recul important dans les œufs de goélands mais peu marqué dans les œufs de pétrels. Toutefois, ces différences sont peut-être dues au fait que des colonies différentes ont été échantillonnées pendant ces deux périodes.

Le détroit d'Hécate et les îles de la Reine-Charlotte

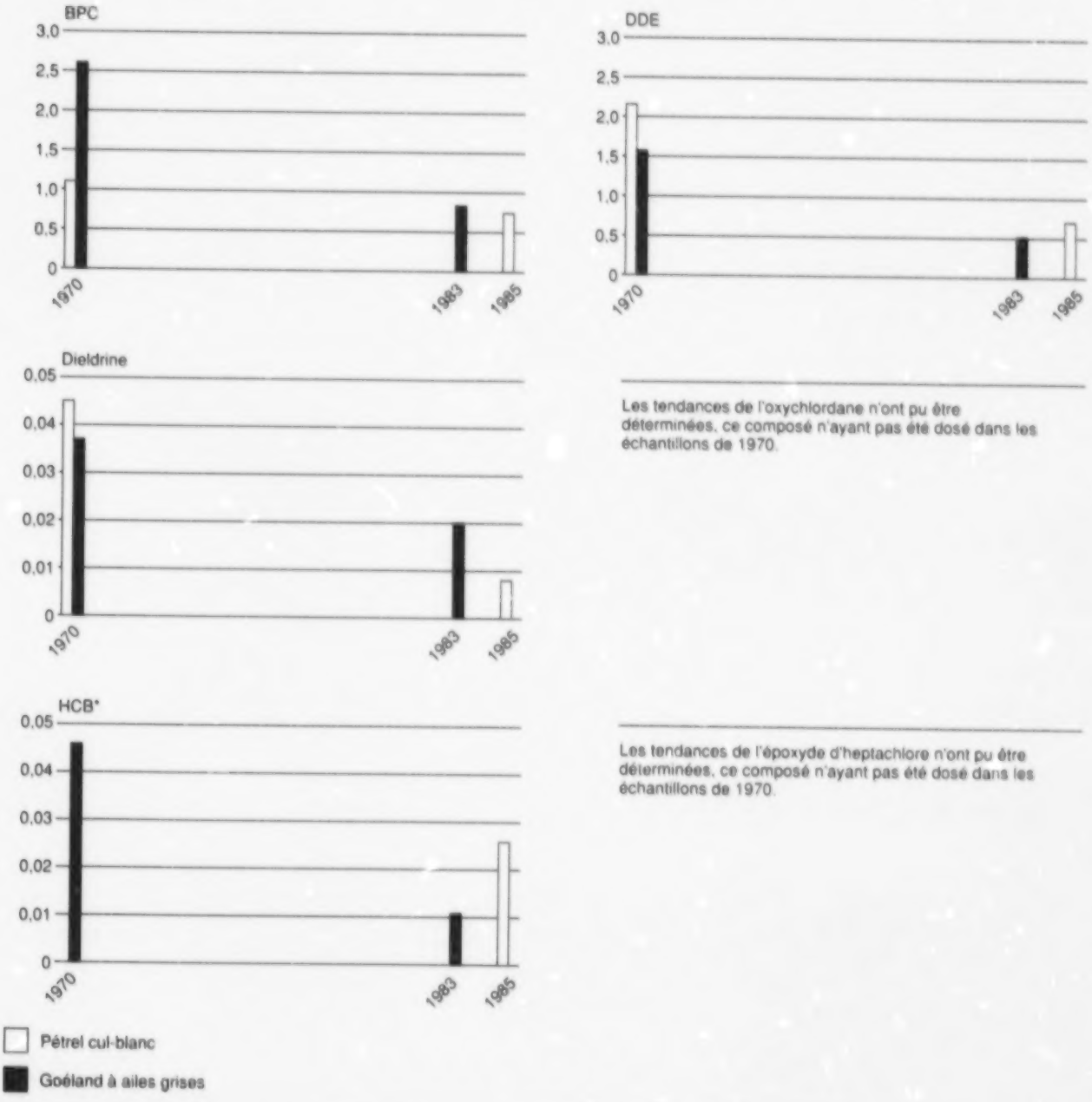
À l'exception de Prince-Rupert, il n'y a pas de ports importants dans le détroit d'Hécate ni sur les îles de la Reine-Charlotte; cependant, la région est une voie de transport importante pour les billes de bois (venant du nord de la Colombie-Britannique) et pour les pétroliers, surtout en provenance de l'Alaska. Les îles de la Reine-Charlotte abritent beaucoup de petites colonies d'oiseaux de mer, principalement des pétrels, des Alques à cou blanc et des Alques de Cassin. Les Macareux rhinocéros et les Goélands à ailes grises sont plus communs dans le détroit d'Hécate.

Un grand nombre de puffins, de mouettes, de marmettes, d'alques, de macareux, de huarts et de phalaropes empruntent le détroit d'Hécate lors de leur migration du printemps et de l'automne, ce qui fait du détroit l'une des plus importantes régions de la côte Ouest pour ce qui est de la biomasse d'oiseaux de mer (la biomasse de mammifères marins y est également parmi les plus importantes).

Les concentrations — À la fin des années 1960 et au début des années 1970, les biologistes de la faune ont prélevé des œufs de Pétrels cul-blanc, de Pétrels à queue fourchue, de Goélands à ailes grises, de Guillemots du Pacifique, de Macareux rhinocéros, d'Alques de Cassin et d'Alques à cou blanc dans les sites des îles de la Reine-Charlotte et du détroit d'Hécate (figure 9).

La contamination par les composés organochlorés de cette région pratiquement non industrialisée semblait alors mineure (Noble et Elliott, 1986). Les teneurs en DDE se situaient entre 0,50 mg/kg (chez les goélands et les guillemots) et 3 mg/kg (chez les alques et les pétrels). Cela laissait supposer que le DDE était plus abondant dans les proies zooplanctoniques plus océaniques des pétrels et des alques, et qu'il ne provenait pas des zones côtières locales, où se nourrissent les guillemots et les goélands. Les concentrations de dieldrine, d'époxyde d'heptachlore et d'HCB étaient uniformément faibles.

Figure 17
Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant sur la côte ouest de l'île de Vancouver, 1970–1985. Les contaminants ont été mesurés en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.



Les tendances de l'oxychlordane n'ont pu être déterminées, ce composé n'ayant pas été dosé dans les échantillons de 1970.

Les tendances de l'époxyde d'heptachlore n'ont pu être déterminées, ce composé n'ayant pas été dosé dans les échantillons de 1970.

* L'HCB n'a pas été dosé dans les œufs de Pétrels cul-blanc prélevés en 1970.

Entre 1968 et 1972, on a recueilli, en plus des œufs, un certain nombre d'alcidés adultes. Les Macareux rhinocéros étaient les plus contaminés (le DDE présentant une concentration moyenne de 5,9 mg/kg dans les corps entiers). Les Marmettes de Troïl et les Macareux huppés étaient les moins contaminés.

Au milieu des années 1980, on a mesuré les concentrations de composés organochlorés dans des œufs de Pétrels cul-blanc et de Pétrels à queue fourchue de l'île Hippa (sur la côte ouest des îles de la Reine-Charlotte) et de Macareux rhinocéros et d'Alques à cou blanc du détroit d'Hécate. Les concentrations de DDE atteignaient 3 mg/kg et celles de BPC, 4 mg/kg. Les concentrations d'oxychlordane étaient le plus élevées (0,15 mg/kg) dans les œufs du Pétrel à queue fourchue. Les concentrations des composés organochlorés étaient très voisines chez les trois autres espèces. Les concentrations de composés organochlorés généralement plus élevées chez le Pétrel à queue fourchue que chez le Pétrel cul-blanc s'expliquent peut-être par le fait que le premier se nourrit parfois de mammifères marins morts ou préfère s'alimenter dans des zones plus proches des côtes (Vermeer et Devito, 1987). Dans l'ensemble, les concentrations étaient comparables à celles mesurées chez les oiseaux de mer du détroit de Géorgie.

Les chercheurs ont fait une constatation surprenante : la forte concentration d'HCH (0,67 mg/kg) dans les œufs de l'Alque à cou blanc de l'île Reef, située dans la partie ouest du détroit d'Hécate, est la plus élevée jamais observée chez une population aviaire naturelle (Elliott et collab., 1989). Les Alques à cou blanc se nourrissent au large de zooplancton et de petits poissons, et elles hivernent probablement aussi au large, au sud des îles de la Reine-Charlotte. Les isomères de l'HCH proviennent sans doute de l'utilisation du pesticide BHC dans des pays d'Asie.

Les tendances — Parmi les espèces pour lesquelles on possède des données à long terme, on compte l'Alque à cou blanc, le Macareux rhinocéros, le Pétrel cul-blanc et le Pétrel à queue fourchue. Bien que seuls des œufs de macareux aient été prélevés dans la même colonie (îles Lucy dans le détroit d'Hécate, près de Prince-Rupert) pendant toute la période d'échantillonnage, certaines comparaisons générales sont possibles pour les autres espèces.

Les concentrations de DDE et de BPC ont diminué considérablement dans les œufs du Macareux rhinocéros, mais les teneurs en HCB sont demeurées à peu près les mêmes (figure 18). Le DDE et les BPC ont aussi diminué dans les œufs des deux espèces de pétrels, tout comme l'HCB. En 1985, les concentrations de DDE dans les œufs de l'Alque à cou blanc n'étaient que légèrement inférieures à celles de 1968. La dieldrine a augmenté considérablement dans les œufs du Pétrel à queue fourchue mais elle a diminué chez les Pétrels cul-blanc et les Alques à cou blanc. L'époxyde d'heptachlore a diminué chez les Alques à cou blanc, mais a augmenté chez les Pétrels cul-blanc.

Résumé des concentrations et des tendances générales

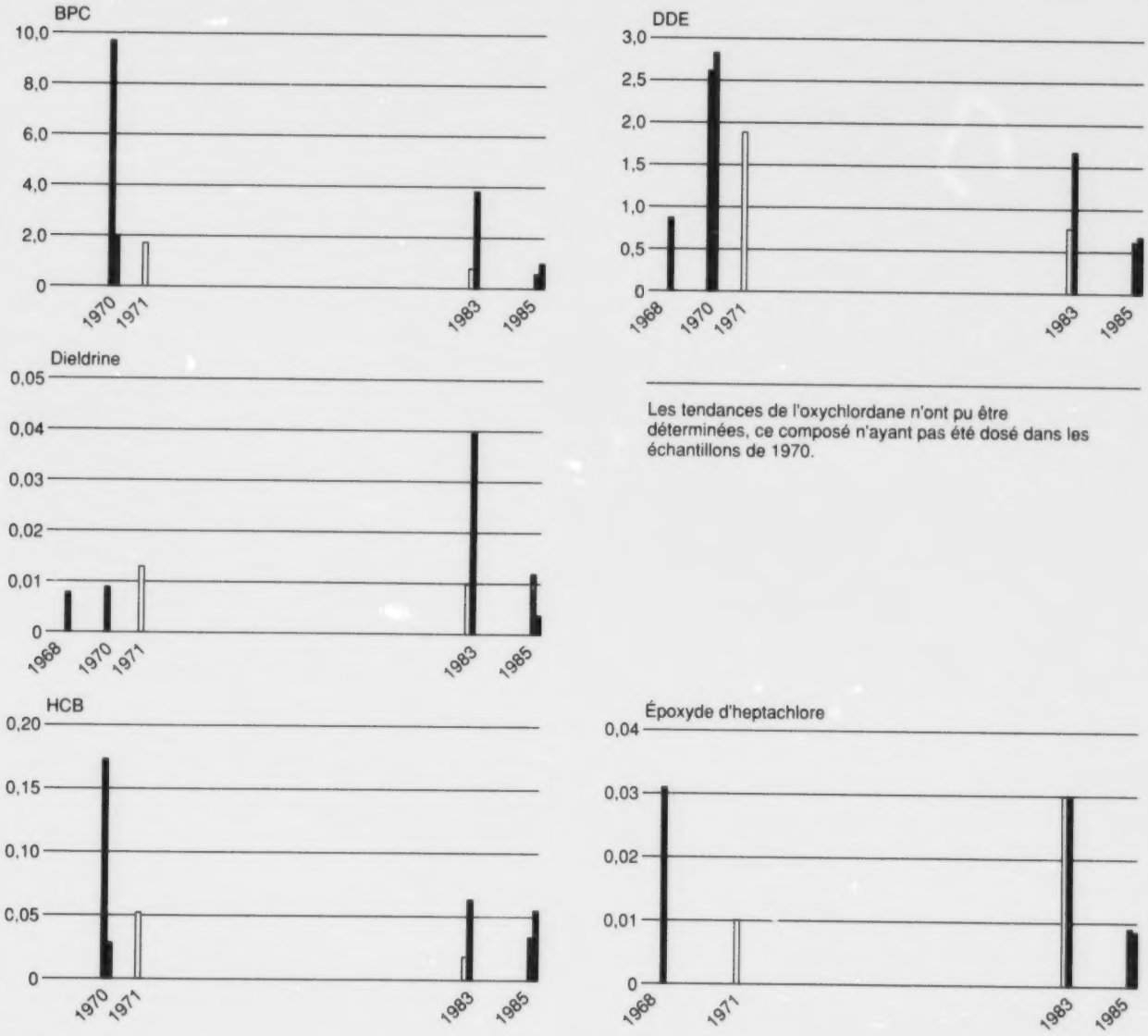
On a détecté des BPC, du DDE, du toxaphène, de la dieldrine, du mercure, de l'HCB, de l'oxychlordane, du DDT, du DDD, de l'époxyde d'heptachlore, de l'HCH alpha et bêta, du mirex, du chlordane cis et des nonachlores dans la plupart des échantillons soumis à l'analyse de ces contaminants.

En général, les changements dans les concentrations de contaminants étaient assez homogènes entre les diverses régions côtières pour lesquelles il existe des données à long terme (figures 11 à 18). Les composés de DDT ont diminué partout de façon significative depuis le début des années 1970. Sur la côte de l'Atlantique, les BPC et la dieldrine ont diminué dans les œufs de la plupart des espèces, mais pas toujours de façon significative. Les concentrations d'HCB, d'HCH, d'oxychlordane et d'époxyde d'heptachlore ont varié, mais elles sont fondamentalement aussi élevées aujourd'hui qu'au milieu des années 1970. Sur la côte du Pacifique, les BPC n'ont diminué que légèrement le long de la côte ouest de l'île de Vancouver. Les tendances de l'HCB, de l'oxychlordane, de la dieldrine et de l'époxyde d'heptachlore n'ont pas été uniformes, les concentrations augmentant chez certaines espèces et diminuant chez d'autres. Dans l'Arctique, bien que la plupart des composés organochlorés n'accusent que peu de changements depuis le milieu des années 1970, les concentrations d'époxyde d'heptachlore et d'oxychlordane ont augmenté.

Perspective nationale

En ce qui a trait aux pesticides organochlorés et aux BPC, l'estuaire du Saint-Laurent a été et continue d'être l'une des régions maritimes les plus contaminées du Canada; viennent ensuite la baie de Fundy, le détroit de Géorgie et la côte ouest de l'île de Vancouver. Les résidus de pesticides dans les îles de l'Arctique, au large de Terre-Neuve et le long de la côte nord de la Colombie-Britannique sont relativement faibles. Il faut toutefois noter que les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer de l'estuaire du Saint-Laurent sont nettement inférieures à celles des œufs des mêmes espèces se reproduisant dans les colonies de la région des Grands Lacs (Gilman et collab., 1977; Weseloh et collab., 1983; Noble et Elliott, 1986). La pollution dans l'estuaire du Saint-Laurent semble principalement provenir des zones industrialisées de la voie maritime du Saint-Laurent et des terres agricoles environnantes; elle est

Figure 18
Changements dans les teneurs en contaminants des œufs d'oiseaux de mer se reproduisant sur les îles de la Reine-Charlotte, 1968–1985. Les contaminants ont été mesurés en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.



Les tendances de l'oxychlordane n'ont pu être déterminées, ce composé n'ayant pas été dosé dans les échantillons de 1970.

* Seuls le DDE, les BPC et l'HCB ont été dosés dans les œufs de Macareux rhinocéros prélevés en 1970.
** Seuls le DDE, la dieldrine et l'époxyde d'heptachlore ont été dosés dans les œufs d'Alques à cou blanc prélevés en 1968.

donc probablement moins influencée par l'écoulement des Grands Lacs que par les sources locales au Québec. Cette hypothèse est étayée par les constatations de Laporte (1982), qui a mesuré des concentrations élevées de beaucoup de composés organochlorés dans les œufs du Grand Héron prélevés le long des tributaires du Saint-Laurent.

Perspective globale

Les résidus de composés organochlorés dans l'estuaire du Saint-Laurent présentent des teneurs légèrement inférieures à celles des composés organochlorés qui ont été mesurées chez les oiseaux de mer de régions industrialisées de l'Europe de l'Ouest (Parslow et collab., 1972; Dyck et Kraul, 1984), à l'exception des teneurs extrêmement élevées détectées chez les Fous de Bassan du Canada. Les concentrations de polluants chez les alcidés et les larinés de Terre-Neuve sont du même ordre de grandeur que celles mesurées chez les oiseaux de mer se reproduisant en Norvège et dans d'autres parties du nord de l'Europe (Barrett et collab., 1985).

Les plus fortes concentrations de composés organochlorés détectées chez les oiseaux de mer du Canada — ceux qui se reproduisent dans l'estuaire du Saint-Laurent — sont comparables aux concentrations mesurées chez la Sterne pierregarin et le Pélican brun de la côte de l'Atlantique aux États-Unis (Blus et collab., 1979; Nisbet et Reynolds, 1984).

Les concentrations de composés organochlorés dans les œufs et les tissus d'oiseaux de mer de l'Arctique (figure 15) étaient du même ordre de grandeur que celles détectées chez les oiseaux de mer de régions de l'Arctique en Europe (Barrett et collab., 1985).

Les concentrations de composés organochlorés chez les oiseaux de mer du littoral de la Colombie-Britannique se situaient entre les faibles concentrations mesurées chez les oiseaux de mer de l'Alaska (Ohlendorf et collab., 1982) et les fortes teneurs détectées plus au sud, dans l'Oregon (Henny et collab., 1982) et en Californie (Risebrough et collab., 1967; Gress et collab., 1971; Coulter et Risebrough, 1973).

La contamination par les dioxines et les furanes

Certaines analyses récentes ont révélé la présence de tout un éventail de dioxines et de furanes chlorés dans les œufs du Cormoran pélagique et du Cormoran à aigrettes du détroit de Géorgie. Même si les concentrations étaient inférieures aux limites de toxicité aiguë, il y a peut-être eu des effets sublétaux semblables à ceux observés chez le Grand Héron qui se nourrit dans la même région. Les concentrations élevées de 2,3,7,8-TCDD dans les œufs de hérons ont été associées à des échecs de la reproduction en 1987 (Elliott et collab., 1988*c*) et à des effets sublétaux chez les embryons en 1988 (Bellward et collab., 1990).

Les concentrations détectées chez le Cormoran à aigrettes se reproduisant dans le détroit de Géorgie étaient élevées, comparativement aux teneurs mesurées dans d'autres endroits comme les Grands Lacs, l'estuaire du Saint-Laurent et la baie de Fundy (figure 19). En Colombie-Britannique, le Cormoran pélagique et le Grand Héron présentent le même modèle de répartition géographique que le Cormoran à aigrettes.

Aucune tendance précise dans le temps n'a semblé se dessiner quant aux concentrations de dioxine dans les œufs du Cormoran à aigrettes prélevés sur l'île Mandarte (Colombie-Britannique) en 1973, 1979, 1985 et 1989, même si des variations annuelles considérables ont été observées.

Les teneurs en métaux lourds

Les teneurs en mercure des œufs d'oiseaux de mer étaient généralement faibles, soit entre 0,10 et 0,50 mg/kg de poids humide. Il y avait peu de différence d'une espèce à l'autre ou d'un endroit à l'autre (figure 20). Cependant, des concentrations élevées de mercure ont été mesurées dans le foie de Cormorans à aigrettes prélevés en 1969 dans la baie des Chaleurs (Nouveau-Brunswick). Le mercure n'a présenté aucune tendance caractéristique entre 1972 et 1980 (figure 21), quelle que soit l'espèce échantillonnée. Faute de données, nous ne pouvons déterminer si les concentrations ont diminué depuis ce temps.

Le cadmium a été détecté à de faibles concentrations chez la plupart des oiseaux de mer de la côte Est (figure 22). Les concentrations les plus élevées ont été mesurées dans les reins de Cormorans à aigrettes de l'île Heron, dans la baie des Chaleurs. En 1980, la pêche au homard a été interdite dans certaines parties de la baie à cause de la présence de fortes concentrations de cadmium chez ces crustacés (Uthe et collab., 1986). On a constaté que les rejets d'une fonderie de plomb locale en étaient la source. Après amélioration du traitement des effluents, les concentrations de cadmium ont diminué, et la pêche au homard a pu reprendre en 1985. Les cormorans n'ont pas été soumis à de nouvelles analyses depuis cette date.

Le plomb a été dosé dans les tissus musculaires de quatre espèces d'oiseaux de mer de l'est du Canada (figure 23). Les concentrations élevées détectées chez certains Guillemots à miroir laissent supposer une exposition au plomb. Il est possible que la grenaille de plomb utilisée par les chasseurs soit à l'origine de la contamination de ces oiseaux.

Figure 19
Géographie de la contamination des œufs de Cormorans à aigrettes par les principaux furanes et dioxines, pendant les années 1980. Les contaminants ont été mesurés en nanogrammes par kilogramme (ng/kg, l'équivalent de parties par billion) de poids humide.

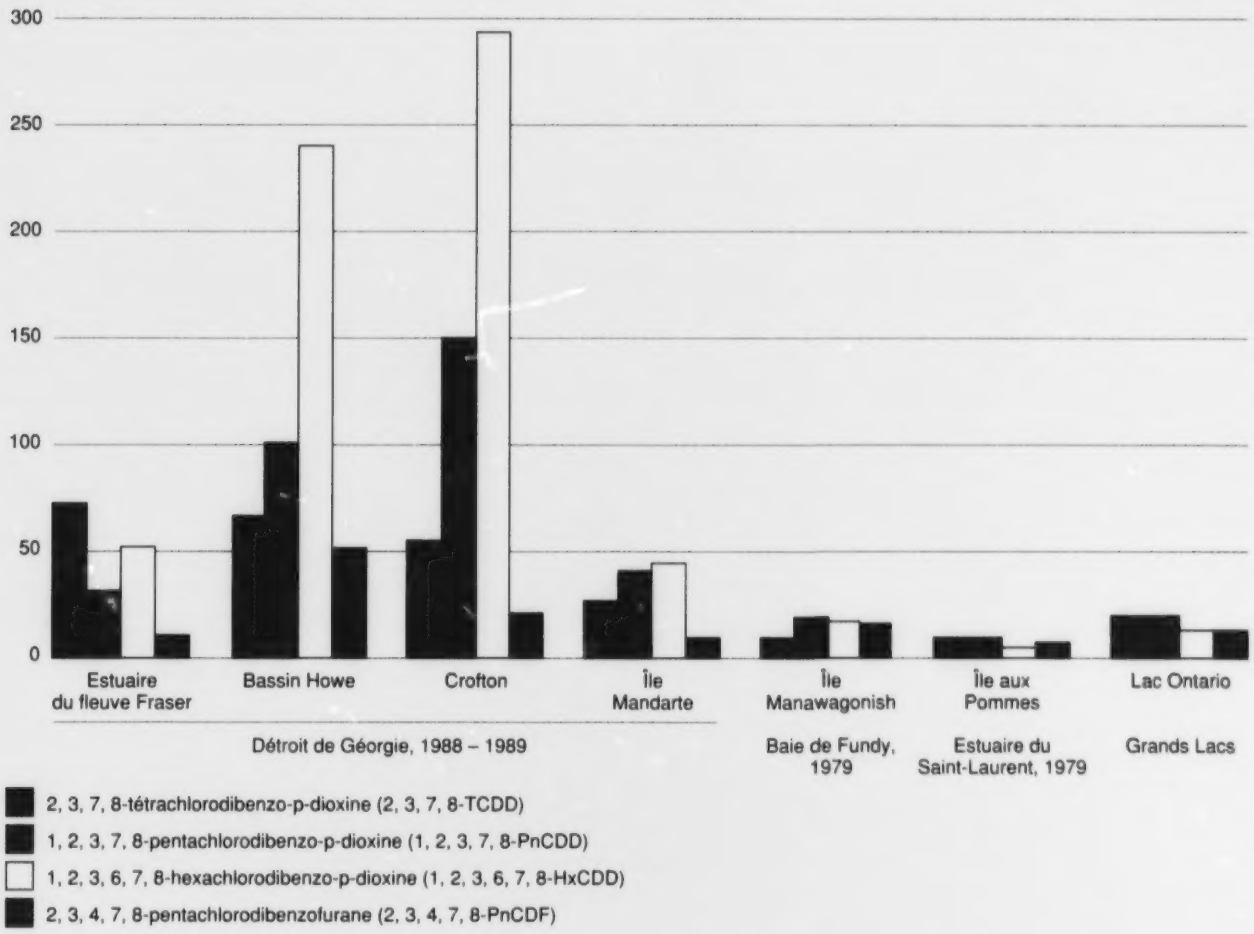


Figure 20
Teneurs en mercure des œufs d'oiseaux de mer utilisés comme espèces-baromètres en 1971–1972. Le mercure a été mesuré en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.

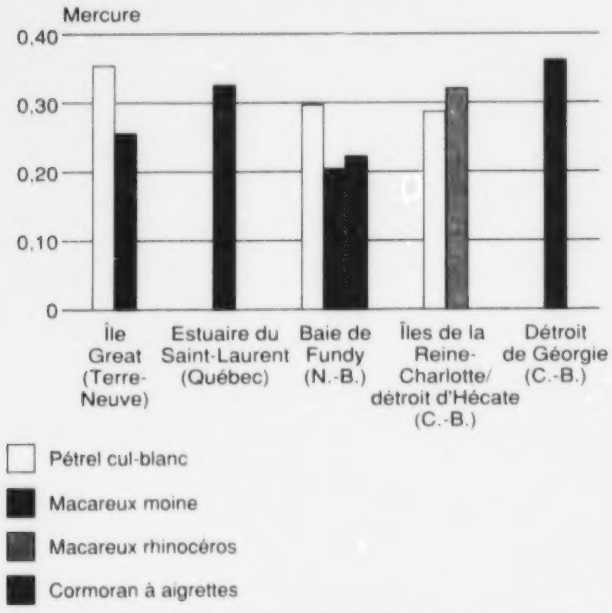


Figure 21
Changements dans les teneurs en mercure des œufs de trois espèces d'oiseaux de mer de la côte est du Canada. Le mercure a été mesuré en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.

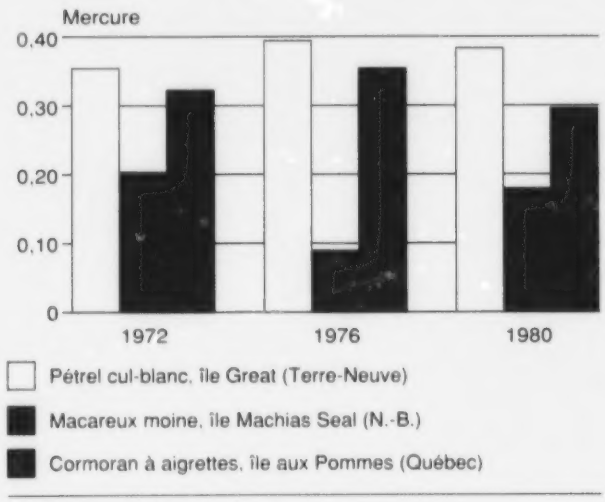


Figure 22
Teneurs en cadmium des reins, du foie et des tissus musculaires d'oiseaux de mer prélevés dans l'est du Canada en 1970 et 1971. Le cadmium a été mesuré en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.

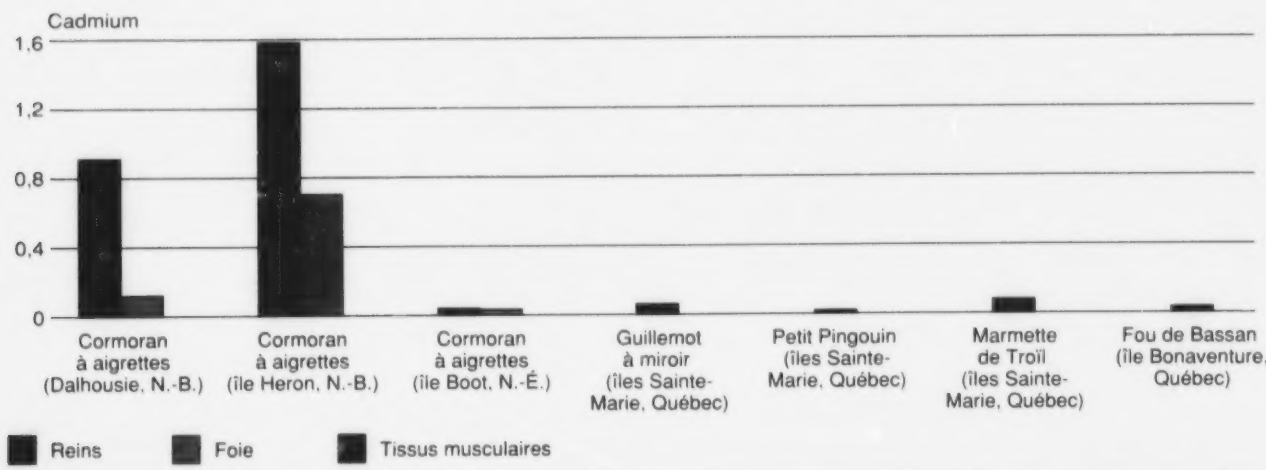
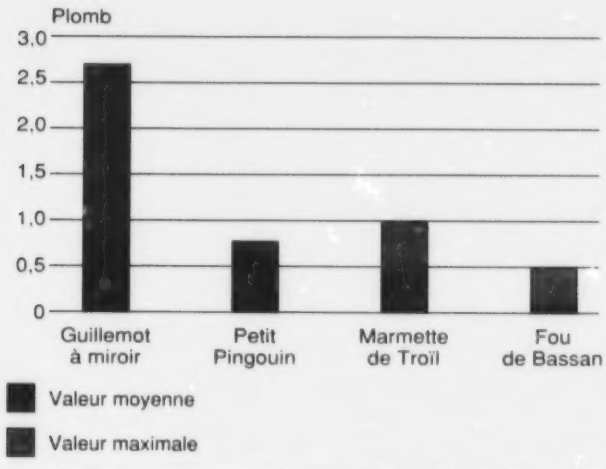


Figure 23
Teneurs en plomb du tissu musculaire de la poitrine d'oiseaux de mer prélevés sur la côte est du Canada en 1971 (valeurs moyennes et maximales notées). Le plomb a été mesuré en milligrammes par kilogramme (mg/kg) de poids humide.



Chapitre VII

La santé des oiseaux de mer et l'état des populations au Canada

La santé des oiseaux de mer

Selon les renseignements tirés des études en laboratoire, aucun des contaminants organochlorés actuellement détectés dans les œufs et les tissus d'oiseaux de mer du Canada n'atteignait des concentrations assez élevées pour tuer les jeunes oiseaux ayant pris leur envol. Un grand nombre des intoxications signalées dans d'autres pays étaient attribuables à une exposition directe à des déversements de produits chimiques ou à des effluents non traités provenant d'usines de pesticides. Par ailleurs, le nombre d'oiseaux de mer morts par suite d'une exposition à des marées noires est probablement très élevé au Canada comme ailleurs dans le monde.

Les composés organochlorés ont toutefois eu des effets nocifs sur la reproduction de certains oiseaux de mer du Canada. À la fin des années 1960 et au début des années 1970, les teneurs en DDE des œufs du Fou de Bassan de l'île Bonaventure, au Québec, atteignaient 30 mg/kg en moyenne. Le succès de la reproduction a été grandement réduit pendant cette période : moins du tiers des œufs ont produit des oisillons ayant survécu jusqu'à leur premier envol.

Au début des années 1970, quelque 20 % des œufs du Cormoran à aigrettes pondus dans l'est du Canada présentaient des concentrations de DDE supérieures à 15 mg/kg, soit une quantité suffisante, en théorie, pour entraîner une diminution de 20 % de l'épaisseur de la coquille chez cette espèce. On ne possède aucune donnée sur le succès de la reproduction dans les colonies touchées, mais on sait que la population de Cormorans à aigrettes du golfe du Saint-Laurent a diminué pendant cette période.

Au début des années 1970, il y a probablement eu des cas d'amincissement de la coquille des œufs d'autres espèces, y compris le Pétrel cul-blanc de la baie de Fundy.

L'état des populations d'oiseaux de mer du Canada

Les études récentes sur les oiseaux de mer

L'évaluation de l'état des populations d'oiseaux de mer, au Canada ou ailleurs, est un problème complexe. De nombreuses colonies se trouvent sur des îles éloignées, et les sites de nidification sont souvent cachés ou inaccessibles. Le présent chapitre résume les données que nous possédons sur les changements dans les populations, d'après les études tant passées que récentes.

Les renseignements relatifs aux oiseaux de mer des eaux côtières du Canada s'étalent sur plusieurs siècles. Les premières descriptions ont été faites par les autochtones — des côtes Est et Ouest ainsi que de l'Arctique —, qui dépendaient pour leur subsistance des oiseaux de mer et de leurs œufs pendant une partie de l'année. La multitude d'oiseaux dans beaucoup de colonies a impressionné les premiers explorateurs et colons, qui ne dédaignaient pas cette excellente source de viande fraîche. Beaucoup d'espèces ont par la suite été chassées pour leurs plumes également. Cette exploitation a d'ailleurs entraîné l'extinction du Grand Pingouin, une espèce terrestre, dans sa seule aire de reproduction au large de la côte de Terre-Neuve.

Tout au long du XIX^{e} siècle, les explorateurs et les naturalistes ont visité les colonies d'oiseaux de mer, prélevant souvent des œufs et des spécimens pour les musées et consignant les caractéristiques naturelles des oiseaux. En 1916, en vertu de la Convention concernant les oiseaux migrateurs signée avec les États-Unis, le gouvernement du Canada s'engageait dans des programmes de protection et de gestion des oiseaux migrateurs. Depuis cette date, des organismes comme le Service canadien de la faune ont pris des mesures pour protéger certaines espèces en rendant illégal le commerce des plumes et en tentant d'interdire la collecte des œufs. Ce combat se poursuit aujourd'hui avec l'aide de groupes comme la Fondation Québec-Labrador, qui met en œuvre des programmes de sensibilisation du public et qui préconise les mesures de conservation, principalement

dans les collectivités le long de la côte nord du golfe du Saint-Laurent.

Dans les années 1970, les fonctionnaires chargés d'évaluer les répercussions environnementales possibles des projets d'exploitation du pétrole dans le Nord et le long des côtes Est et Ouest avaient besoin de données exactes sur l'état des populations fauniques. Des compagnies pétrolières et des organismes gouvernementaux ont donc financé un certain nombre d'études sur l'écologie de la reproduction des oiseaux de mer de l'Arctique.

Les oiseaux de mer de la côte canadienne de l'Atlantique — Les oiseaux de mer se reproduisant dans les refuges d'oiseaux migrateurs des îles situées le long de la rive nord du golfe du Saint-Laurent ont été dénombrés tous les cinq ans depuis les années 1920, et ces dénombrements constituent un ensemble de données démographiques des plus utiles. Les dénombrements réguliers de la colonie de Fous de Bassan de l'île Bonaventure ont commencé dans les années 1950.

À Terre-Neuve, avant que Leslie Tuck n'entreprenne le baguage des alcidés, et particulièrement de la Marmette de Troïl, dans les années 1950, on savait très peu de choses sur les oiseaux de mer. Pendant les quinze dernières années, les scientifiques du Service canadien de la faune ont visité la plupart des colonies reproductrices de Terre-Neuve. L'île Great du refuge de la baie Witless a fait l'objet de recherches intensives sur la biologie de la reproduction et sur le régime alimentaire du Macareux moine. Plus récemment, les dénombrements d'oiseaux de mer reproducteurs ont repris à Terre-Neuve, et l'on a tenté d'évaluer la population de Pétrels cul-blanc, une espèce qui niche dans des terriers et qui est très difficile à dénombrer.

Les oiseaux de mer de l'Arctique canadien — La plupart des colonies d'oiseaux de mer de l'Arctique sont bien connues des autochtones, un grand nombre d'entre eux se nourrissant de ces oiseaux pendant l'été. Grâce aux explorateurs-naturalistes qui ont tenté de dénombrer les colonies depuis le XIX^{e} siècle, nous avons une certaine idée du statut historique des populations d'oiseaux, mais les estimations qui se prêtent le mieux aux comparaisons sont celles effectuées par Tuck lors de ses visites dans l'Arctique dans les années 1950.

Depuis que l'exploration pétrolière a commencé dans l'Arctique, les colonies d'oiseaux de mer ont été visitées plus souvent. Des travaux de baguage et des études d'évaluation de la reproduction ont été effectués au cap Hay et sur les îles Cobourg, Digges, Akpatok, Minarets et Hantzsch, où les espèces dominantes sont la Marmette de Brünnich, la Mouette tridactyle et le Fulmar boréal. Des études à long terme se poursuivent dans les colonies de Marmettes de Brünnich de la baie d'Hudson et de l'île du Prince-Léopold dans le détroit de Lancaster.

Le Musée canadien de la nature, représenté en particulier par Stuart MacDonald, a également effectué des études ornithologiques fondamentales dans l'Arctique, et il constitue la principale source de renseignements sur la Mouette blanche.

Les oiseaux de mer de la côte canadienne du Pacifique — On possède moins de données historiques sur les oiseaux de mer de la côte canadienne du Pacifique, principalement à cause du fait qu'il s'agit pour la plupart d'espèces nocturnes nichant dans des terriers et, par conséquent, plus difficiles à dénombrer. Depuis les années 1940, le Royal British Columbia Museum recueille des données démographiques sur un grand nombre d'espèces.

L'île Triangle, qui abrite la plus grande colonie d'oiseaux de mer de la Colombie-Britannique, a été le site, pendant les quinze dernières années, de plusieurs études portant sur la biologie de la reproduction du Macareux huppé et du Macareux rhinocéros. Dans les années 1980, le Service canadien de la faune a procédé à un dénombrement des oiseaux de mer nichant dans des terriers le long du littoral de la Colombie-Britannique et, depuis 1984, il mène une étude à long terme sur les populations d'Alques à cou blanc près du parc national de South Moresby.

L'état actuel des populations d'oiseaux de mer

En dépit des études actuellement en cours ou effectuées récemment, nous ne connaissons pas entièrement l'état de la plupart des populations d'oiseaux de mer en raison du manque de données historiques fiables. Les techniques utilisées dans les relevés ont beaucoup varié au fil des ans et les biais qui en ont résulté nous permettent difficilement de déceler les changements réels dans les effectifs. Dans le cas des pétrels nichant dans des terriers et des nombreux alcidés de la côte du Pacifique, il n'existe pas d'études antérieures pouvant être comparées aux estimations actuelles. Chaque fois que c'est possible, les estimations antérieures « grossières » sont prises en compte et tout indice ayant trait aux effectifs historiques (p. ex., des corniches inoccupées recouvertes de guano) est utilisé pour déterminer les changements dans les effectifs. Le tableau 1 présente, par secteur géographique, l'état actuel des populations d'oiseaux de mer du Canada, d'après les estimations dont on dispose. Il a fallu se limiter aux espèces pour lesquelles il existe des données relatives aux contaminants.

Les concentrations de composés organochlorés et la contamination industrielle sont le plus élevées dans l'estuaire du Saint-Laurent et dans les zones voisines du golfe. Les fluctuations dans les populations de Fous de Bassan de l'île

Tableau 1
État des populations d'oiseaux de mer du Canada

Côte de l'Atlantique	
Pétrel cul-blanc	- état inconnu
Fulmar boréal	- en accroissement à Terre-Neuve et au Labrador
Cormoran à aigrettes	- en accroissement en Nouvelle-Écosse et dans l'estuaire du Saint-Laurent - en baisse le long de la rive nord du golfe du Saint-Laurent au début des années 1970, mais de nouveau en accroissement
Fou de Bassan	- en baisse sur l'île Bonaventure à la fin des années 1960 et au début des années 1970, mais en accroissement depuis 1975
Goéland argenté	- stable depuis l'accroissement des années 1970
Mouette tridactyle	- en accroissement dans le golfe du Saint-Laurent et à Terre-Neuve
Sterne pierregarin	- en baisse en Nouvelle-Écosse et dans le golfe du Saint-Laurent
Marmette de Troïl	- était en baisse dans le golfe du Saint-Laurent - stable à Terre-Neuve
Petit Pingouin	- en baisse dans le golfe du Saint-Laurent - en accroissement dans l'estuaire du Saint-Laurent
Guillemot à miroir	- état stable/inconnu
Macareux moine	- en baisse dans certaines colonies de Terre-Neuve - probablement stable ailleurs
Côte du Pacifique	
Pétrel à queue fourchue	- état inconnu
Pétrel cul-blanc	- état inconnu
Cormoran à aigrettes	- en accroissement dans le détroit de Géorgie
Cormoran pélagique	- stable dans le détroit de Géorgie et sur l'île de Vancouver - en baisse sur les îles de la Reine-Charlotte et dans le détroit d'Hécate
Goéland à ailes grises	- en accroissement sur l'île de Vancouver et les îles de la Reine-Charlotte
Marmette de Troïl	- état inconnu
Guillemot du Pacifique	- état inconnu
Macareux huppé	- en baisse en Colombie-Britannique
Macareux rhinocéros	- probablement stable
Alque de Cassin	- probablement stable
Alque à cou blanc	- probablement en baisse sur les îles de la Reine-Charlotte
Alque marbrée	- état inconnu
Arctique	
Fulmar boréal	- probablement stable
Mouette tridactyle	- état inconnu
Mouette blanche	- état inconnu
Marmette de Brünnich	- probablement stable
Mergule nain	- état inconnu

Bonaventure montrent clairement qu'il existe une relation entre, d'une part, les concentrations élevées de DDE dans les œufs et, d'autre part, l'amincissement des coquilles, une productivité réduite et une baisse des effectifs. En 1984, les concentrations de DDE avaient été réduites de façon significative et les Fous de Bassan étaient de nouveau aussi nombreux qu'avant.

Bien que les œufs du Cormoran à aigrettes aient été parmi les plus contaminés des œufs échantillonnés, particulièrement pendant la fin des années 1960, cette espèce abonde aujourd'hui dans toute son aire de répartition. Une baisse de courte durée du nombre des Cormorans à aigrettes le long de la rive nord du golfe du Saint-Laurent au début des années 1970 a peut-être été liée à de fortes concentrations de polluants comme le DDE.

On ne dispose pas de suffisamment de preuves pour attribuer à la contamination par les composés organochlorés la diminution actuelle des populations de Sternes pierregarins ou de Macareux moines en beaucoup d'endroits de l'est du Canada et des États-Unis. On sait qu'à de nombreuses colonies, les sternes sont touchées par des changements et des perturbations de leur habitat; toutefois, l'amincissement de la coquille des œufs (Fox, 1976), des anomalies congénitales (Hays et Risebrough, 1972) et un taux réduit d'éclosions (Hoffman et collab., 1987) ont été observés chez les sternes, ce qui pourrait signifier que l'espèce est peut-être particulièrement sensible aux composés organochlorés. Les fréquents échecs de la reproduction du Macareux huppé et du Macareux rhinocéros de l'île Triangle et les échecs occasionnels chez le Macareux moine de l'île Great ont été attribués au manque de nourriture pendant la saison de reproduction. Rien ne prouve que les composés organochlorés aient provoqué une diminution de l'apport alimentaire, mais il est possible que les fortes concentrations de composés organochlorés aient contribué à la mort d'oisillons présentant une déficience de matières grasses.

La population de Petits Pingouins de l'estuaire a diminué à la fin des années 1960 et au début des années 1970. Bien que des recherches antérieures sur le succès de la reproduction de cette espèce n'aient révélé aucun problème particulier (Chapdelaine et Laporte, 1982), certains spécimens du Saint-Laurent présentaient des concentrations de contaminants assez élevées pour qu'elles nuisent à la reproduction.

Les menaces qui planent sur les populations d'oiseaux de mer

Dans la plupart des cas, les diminutions observées dans les effectifs d'oiseaux de mer peuvent être attribuées à des causes autres que la pollution par les composés organochlorés. Les marées noires (déversements de pétrole) ont provoqué récemment la mort de milliers d'oiseaux de mer sur les côtes Est et Ouest, et elles peuvent menacer les colonies de reproduction (annexe 1). On a attribué à des mammifères prédateurs, dont les rats et les ratons laveurs, la baisse et la disparition de populations d'Alques à cou blanc et d'autres alcidés des îles de la Reine-Charlotte. L'exploitation forestière a probablement détruit une grande partie de l'habitat de nidification de l'Alque marbrée en Colombie-Britannique. Le long de la rive nord du golfe du Saint-Laurent, la chasse aux oiseaux de mer et la collecte d'œufs dans les colonies ont entraîné, dans le passé, une diminution marquée des populations. Sur les côtes Est et Ouest, un nombre élevé d'oiseaux de mer pris accidentellement dans les filets de pêche se noient chaque année au large ou près du littoral; et chaque hiver, à Terre-Neuve et au Labrador, un très grand nombre de marmettes sont abattues pour leur chair.

Il est évident que certaines espèces ne sont pas en danger, notamment la Mouette tridactyle, le Goéland argenté, le Goéland à bec cerclé, le Fulmar boréal et le Goéland à ailes grises. Les goélands ont accru leurs effectifs de façon spectaculaire sur la majeure partie de leur aire de répartition. Parmi les raisons qui expliqueraient ces augmentations, on compte la plus grande abondance d'aliments d'origine humaine (p. ex., les déchets de poisson) et l'expansion « naturelle » de l'aire de répartition des goélands par suite de changements climatiques.

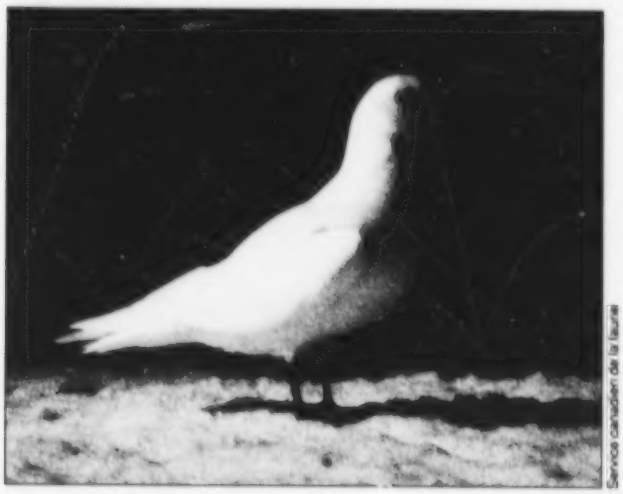
Au Canada, il semble peu probable qu'une population quelconque d'oiseaux de mer subisse actuellement les effets néfastes d'une contamination par les composés organochlorés, même si, par le passé, les pesticides aient entraîné une réduction des effectifs de quelques espèces. À l'heure actuelle, les oiseaux de mer du Canada sont menacés par les marées noires, les filets de pêche dérivants, la destruction des habitats, l'introduction de nouveaux mammifères, et une surexploitation des espèces attribuable à la chasse et à la pêche.

Chapitre VIII

La recherche sur les contaminants

Bien que la santé des oiseaux de mer ne semble pas poser de problème grave pour le moment, les chercheurs en biologie sont aux aguets. Les fortes concentrations de composés organochlorés détectées chez les bélugas de l'estuaire du Saint-Laurent (Masse et collab., 1986) laissent supposer que les oiseaux de mer vivant dans cette région sont eux aussi menacés. Dans les secteurs où la contamination par les composés organochlorés est considérée comme élevée, il est recommandé d'étudier plus à fond les effets de ces composés sur la biochimie et la reproduction des oiseaux. La politique la plus efficace consiste à intégrer, comme on le fait maintenant, la surveillance des contaminants aux études sur la reproduction des oiseaux et à la surveillance des populations, qui sont menées à d'autres fins de conservation. L'estuaire du Saint-Laurent et le détroit de Géorgie sont deux régions qui, à l'heure actuelle, devraient faire l'objet de recherches poussées.

La détection de microcontaminants mortels, soit les dioxines et les furanes chlorés, constitue l'un des nouveaux domaines de recherche. Détectés la première fois chez les Goélands argentés des Grands Lacs grâce à de nouvelles techniques d'analyse, ces produits chimiques ont été récemment trouvés dans les œufs du Grand Héron, du Cormoran pélagique et du Cormoran à aigrettes du détroit de Géorgie (Elliott et collab., 1988*a*). Cette découverte compte parmi les premiers signaux de contamination à grande échelle par les dioxines provenant de l'industrie forestière. Bien que les scientifiques n'aient pas encore établi de façon certaine que ces composés influent sur le taux de reproduction des hérons, les effets qu'ils pourraient avoir sur d'autres oiseaux de mer s'alimentant dans le détroit soulèvent des préoccupations. Des analyses rétrospectives d'échantillons conservés dans la Banque nationale de spécimens du Service canadien de la faune ont révélé que ces composés étaient déjà présents dans le milieu naturel en 1973 (Elliott et collab., 1988*c*).



Service canadien de la faune

On songe à utiliser les œufs de la Mouette blanche pour les programmes réguliers de surveillance dans l'Arctique. Comme cette espèce ne niche habituellement pas au sud de la zone de glace de dérive, les scientifiques peuvent être assurés que tous les contaminants qu'elle accumule sont présents dans la chaîne alimentaire de l'Arctique.

Les travaux sur la chimie environnementale de congénères donnés des BPC s'apparentent à ces recherches. Les congénères des BPC diffèrent quant à leur toxicité, et la proportion de chaque isomère dans l'environnement est fonction de la source des BPC. De nombreux scientifiques croient que la pollution par les BPC continuera d'augmenter dans l'environnement pendant les dix ou vingt prochaines années (Tanabe, 1988), en raison de la forte proportion de BPC encore présents dans l'équipement électrique, dans les sédiments et dans les immenses réservoirs que sont les océans.

L'avenir du programme de surveillance des oiseaux de mer

Le programme de surveillance des oiseaux de mer se poursuivra plus ou moins comme il a été planifié à l'origine, avec seulement quelques modifications mineures au niveau de l'échantillonnage. Il s'agit tout particulièrement de trouver une stratégie pour la côte de l'Arctique, semblable à celle qui existe déjà pour les côtes de l'Atlantique et du Pacifique. Là où c'est possible, on prélèvera des échantillons de plusieurs espèces tous les quatre ou cinq ans, dans une colonie au moins. Ainsi, en 1987 et 1988, on a prélevé dans le site initial d'échantillonnage de l'île du Prince-Léopold, dans le détroit de Lancaster, des œufs de Marmettes de

Brünnich, de Mouettes tridactyles et de Fulmars boréaux. On envisage également l'utilisation de la Mouette blanche, une espèce résidante du Nord, comme indicateur de la contamination dans le Haut Arctique.

On compte procéder à des relevés préliminaires pour mieux connaître l'exposition des oiseaux de mer aux métaux lourds et l'accumulation de ces derniers chez les oiseaux. On analysera les tissus d'oiseaux de mer sélectionnés sur les côtes Est et Ouest afin de déterminer leur teneur en mercure, en plomb et en cadmium; on les examinera également pour évaluer les effets biochimiques et histologiques de l'exposition des oiseaux aux métaux. Les espèces retenues représenteront aussi bien des oiseaux se nourrissant en mer (comme les pétrels) que le long de la côte (comme les cormorans).

Les nouvelles techniques

L'utilisation de plumes pour le dosage du mercure représente une voie très prometteuse pour la recherche. Braune (1987) a pu démontrer, grâce à des dosages du mercure dans les plumes perdues par les oiseaux lors de la mue, que les concentrations de ce contaminant variaient au cours de la saison chez la Mouette de Bonaparte et d'autres oiseaux de mer de la baie de Fundy

Des progrès ont été accomplis récemment dans l'utilisation de marqueurs biochimiques, et ces derniers pourraient se révéler très utiles pour l'évaluation des effets des polluants chez les oiseaux. Certaines fonctions physiologiques des oiseaux (et des mammifères) sont modifiées par la présence de substances étrangères comme les composés organochlorés ou les hydrocarbures. Ces substances peuvent provoquer une réaction de certains systèmes enzymatiques comme celui de l'oxydase à fonction multiple (Walker et Knight, 1981; Peakall et collab., 1986; Rattner et collab., 1989). Par exemple, il est possible de mesurer la quantité de forme activée de l'enzyme arylhydroxylase dans le foie des oiseaux de mer, laquelle peut indiquer une exposition à des inducteurs de cette enzyme, par exemple, les composés organochlorés et les hydrocarbures (Peakall et collab., 1986).

L'exposition au plomb peut être évaluée par la mesure de l'activité de l'acide aminolévulinique déshydratase du sang (ALA-d), une enzyme qui intervient dans la synthèse de l'hème (Scheuhammer, 1989). La baisse de l'activité de l'ALA-d dans le sang est l'un des indicateurs les plus sensibles que l'on connaisse d'une exposition au plomb.

Des échantillons de sang ont servi à la surveillance des concentrations de composés organochlorés chez des rapaces migrateurs. Cependant, pour les oiseaux de mer, cette technique n'offre aucun avantage par rapport au prélèvement d'œufs.

Comme on l'a mentionné précédemment, la surveillance des contaminants donne de meilleurs résultats si elle se fait en même temps que la surveillance biologique. Ainsi, le choix des sites de surveillance des polluants chez les oiseaux de mer a été en partie arrêté en fonction des recherches écologiques en cours, et particulièrement des études portant sur la reproduction. Parallèlement, on a modifié les méthodes de prélèvement de façon à maximiser l'information tirée des analyses. Les chercheurs peuvent visiter plusieurs fois les sites de prélèvement afin d'évaluer le taux de reproduction en fonction des nids où des œufs ont été prélevés ou pour déterminer le succès moyen de la reproduction d'une colonie.

Tour d'horizon

Les concentrations de la plupart des contaminants organochlorés semblent diminuer dans les œufs d'oiseaux de mer du Canada, mais le fait que ces substances soient encore détectées vingt ans après l'imposition de restrictions sur leur utilisation laisse supposer qu'il en reste encore de grandes quantités dans l'environnement marin. D'après les recherches actuelles sur les effets environnementaux de certains congénères des BPC et d'autres produits chimiques industriels comme les dioxines et les furanes, certains oiseaux piscivores seraient encore touchés par cette pollution. Les produits chimiques (comme le DDT) qui ne sont plus déversés dans l'environnement ne s'accumulent plus en concentrations dangereuses près des sources. Ils sont plutôt dispersés, maintenant, à l'état très dilué dans notre environnement et en nous-mêmes. Personne ne sait combien de temps il faudra pour que tous les contaminants se décomposent en substances inoffensives. Ainsi, la contamination a diminué rapidement par suite de l'imposition de mesures restrictives, mais les concentrations de fond diminuent beaucoup plus lentement. Il faut continuer de surveiller les oiseaux de mer, non seulement pour vérifier que la contamination diminue, mais également pour détecter la présence et la bioaccumulation de toute nouvelle substance toxique créée par notre société industrielle.

Les oiseaux de mer et leurs œufs occupent une place importante dans le régime alimentaire de nombreux autochtones (particulièrement dans le Nord) et non-autochtones de Terre-Neuve, du Labrador et de la rive nord du golfe du Saint-Laurent. Ces gens s'inquiètent, avec raison, de la contamination de leur nourriture traditionnelle, ce qui justifie davantage la nécessité d'une surveillance continue des concentrations de contaminants.

Bien que les produits chimiques toxiques ne semblent pas, à l'heure actuelle, entraîner une baisse des effectifs des populations d'oiseaux de mer du Canada, les effets cumulatifs de la pollution par les hydrocarbures, de la

destruction des habitats, de la chasse, des perturbations des colonies reproductrices et de la diminution des stocks de poissons, ont entraîné une certaine baisse chez plusieurs espèces d'oiseaux de mer. La réduction spectaculaire d'une grande partie de la population nord-américaine de Fous de Bassan dans les années 1960, causée par des contaminants organochlorés, montre qu'une vigilance continue s'impose. Le rétablissement de l'espèce sur l'île Bonaventure après l'interdiction du DDT montre qu'en mettant fin à l'utilisation de produits chimiques pouvant être bioaccumulés, on peut mettre fin à des accumulations locales dangereuses.

Chapitre IX

Références

Addison, R.F., P.F. Brodie, M.E. Zinck et D.E. Sergeant. 1984. DDT has Declined More than PCBs in Eastern Canadian Seals During the 1970s. Environmental Science and Technology 18:935–937.

Ainley, D.G., et G.A. Sanger. 1979. Trophic Relations of Seabirds in the Northeastern Pacific Ocean and Bering Sea. Pages 95–122 dans « Conservation of Marine Birds of Northern North America », J.C. Bartonek et D.N. Nettleship (réd.). U.S. Department of the Interior, Wildlife Research Report No. 11.

Anderson, D.W., et J.J. Hickey. 1972. Eggshell Changes in Certain North American Birds. Proceedings of the International Ornithological Congress 15:514–540.

Anderson, D.W., J.R. Jehl, Jr., R.W. Risebrough, L.A. Woods, Jr., L.R. DeWeese et W.G. Edgecomb. 1975. Brown Pelicans, Improved Reproduction off the Southern California Coast. Science 180:806–808.

Ballschmiter, K., Ch. Scholz, H. Buchert, M. Zell, K. Figge, K. Polzhofer et H. Hoerschelmann. 1981. Studies of the Global Baseline Pollution. Fresenius Zeitschrift fuer Analytische Chemie 309:1–7.

Barrett, R.T., J.U. Shaare, G. Norheim, W. Vader et A. Froslie. 1985. Persistent Organochlorines and Mercury in Eggs of Norwegian Seabirds 1983. Environmental Pollution (Series A) 39:79–93.

Bellward, G.D., R.J. Norstrom, P.E. Whitehead, J.E. Elliott, S.M. Bandiera, C. Dworschak, T. Chang, S. Forbes, B. Cadario, L.E. Hart et K.M. Cheng. 1990. Comparison of Polychlorinated Dibenzodioxin Levels with Hepatic Mixed-function Oxidase Induction in Great Blue Herons. Journal of Toxicology and Environmental Health 30:433–52.

Blus, L.J., R.G. Heath, C.D. Gish, A.A. Belisle et R.M. Prouty. 1971. Eggshell Thinning in the Brown Pelican: Implication of DDE. BioScience 21:1213–1215.

Blus, L.J., T.G. Lamont et B.S. Neely, Jr. 1979. Effects of Organochlorine Residues on Eggshell Thickness, Reproduction, and Population Status of Brown Pelicans (*Pelecanus occidentalis*) in South Carolina and Florida, 1969–1976. Pesticides Monitoring Journal 12:172–184.

Blus, L.J., B.S. Neely, Jr., A.A. Belisle et A.M. Prouty. 1974. Organochlorine Residues in Brown Pelican Eggs: Relation to Reproductive Success. Environmental Pollution 7:81–91.

Bodaly, R.A., R.E. Hecky et R.J.P. Fudge. 1984. Increases in Fish Mercury Levels in Lakes Flooded by the Churchill River Diversion, Northern Manitoba. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 41:682–691.

Boersma, P.D. 1986. Ingestion of Petroleum by Seabirds Can Serve as a Monitor of Water Quality. Science 231:373–376.

Boersma, D.C., J.A. Ellenton et A. Yagminas. 1986. Investigation of the Hepatic Mixed-Function Oxidase System in Herring Gull Embryos. Environmental Toxicology and Chemistry 5:309–318.

Bogan, J.A., et W.R.P. Bourne. 1972. Organochlorine Levels in Atlantic Seabirds. Nature 240:358–359.

Borg, K., H. Wanntorp, K. Erne et E. Hanko. 1969. Alkyl Mercury Poisoning in Terrestrial Swedish Wildlife. Viltrevy 6:301–379.

Bradstreet, M.S.W. 1982. Pelagic Feeding Ecology of Dovekies *Alle alle* in Lancaster Sound and Western Baffin Bay. Arctic 35:126–140.

Bradstreet, M.S.W. 1983. The Feeding Ecology of Alcids Near the Gannet Islands, Labrador. Rapport inédit de LGL Ltd., Toronto, préparé pour Pétro-Canada Exploration, Calgary. 117 p.

Braune, B.M. 1987. Comparison of Total Mercury Levels in Relation to Diet and Molt of Nine Species of Marine Birds. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 16:217–224.

Brown, R.G.B. 1986. Atlas révisé des oiseaux de mer de l'est du Canada. Service canadien de la faune. 115 p.

Bull, K.R., R.K. Murton, D. Osborn, P. Ward et L. Cheng. 1977. High Levels of Cadmium in Atlantic Seabirds and Seaskaters. Nature 269:507–509.

Burton, D.K., et B.J.R. Philogene. 1986. An Overview of Pesticide Usage in Latin America. Service canadien de la faune, programme de l'Amérique latine. Rapport inédit.

Butler, R.G., A. Harfenist, F.A. Leighton et D.B. Peakall. 1989. Impact of Sublethal Oil and Emulsions Exposure on the Reproductive Success of Adult Leach's Storm-Petrels: Short and Long-term Effects. Journal of Applied Ecology 25:125–143.

Cairns, D. 1981. Breeding, Feeding and Chick Growth of the Black Guillemot (*Cepphus grylle*) in Southern Quebec. Canadian Field-Naturalist 95:312–318.

Carson, R. 1968. Printemps silencieux. Plon, Paris.

Chapdelaine, G. 1980. Onzième inventaire et analyse des populations d'oiseaux marins des refuges de la côte nord du golfe du Saint-Laurent. Canadian Field-Naturalist 94:34–42.

Chapdelaine, G., et P. Brousseau. 1984. Douzième inventaire des populations d'oiseaux marins dans les refuges de la côte nord du golfe du Saint-Laurent. Canadian Field-Naturalist 98:178–183.

Chapdelaine, G., et P. Laporte. 1982. Population, succès de la reproduction et analyse des contaminants chez le Gode (*Alca torda*) dans l'estuaire et le golfe Saint-Laurent (Québec). Service canadien de la faune, Cahier de biologie n° 129.

Chapdelaine, G., P. Laporte et D.N. Nettleship. 1987. Population, Productivity and DDT Contamination Trends of Northern Gannets (*Sula bassanus*) at Bonaventure Island, Quebec 1967–1984. Canadian Journal of Zoology 65:2922–2926.

Cochrane, W.P., et R. Greenhalgh. 1976. Chemical Composition of Technical Chlordane. Journal of the Association of Official Analytical Chemists 59:696–702.

Cooke, A.S. 1973. Shell Thinning in Avian Eggs by Environmental Pollutants. Environmental Pollution 4:85–152.

Conseil canadien des ministres des Ressources et de l'Environnement. 1986. La question des BPC. Toronto. 32 p.

Coulson, J.C., I.R. Deans, G.R. Potts, J. Robinson et A.N. Crabtree. 1972. Changes in Organochlorine Contamination of Eastern Britain Monitored by Shag Eggs. Nature 236:454–456.

Coulter, M.C., et R.W. Risebrough. 1973. Shell-Thinning in Eggs of the Ashy Petrel (*Oceanodroma homochroa*) from the Farallon Islands. Condor 75(2):254–255.

Davison, K.L., et J.L. Sell. 1974. DDT Thins Shells of Eggs of Mallard Ducks Maintained on Ad Libitum or Controlled-Feeding Regimens. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 2:222–232.

Delval, C., S. Fournier et Y. Vigneault. 1986. Polychlorinated Biphenyl Residues in Some Marine Organisms from the Baie des Anglais (Baie Comeau, Québec, Saint-Lawrence Estuary). Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology 37:823–829.

Dyck, J., et I. Kraul. 1984. Environmental Pollutants and Shell Thinning in Eggs of the Guillemot *Uria aalge* from the Baltic Sea and the Faeros, and a Possible Relation Between Shell Thickness and Seawater Salinity. Dansk. Orn. Foren. Tidsskr. 78:114.

Eisler, R., et J. Jacknow. 1985. Toxaphene Hazards to Fish, Wildlife and Invertebrates: A Synoptic Review. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Report No. 85. 26 p.

Elliott, J.E., R.W. Butler, R.J. Norstrom et P.E. Whitehead. 1988*a*. Teneurs en dibenzodioxinnes polychlorées et en dipenzofurannes polychlorés dans les œufs de Grands Hérons (*Ardea herodias*) en Colombie-Britannique, 1983–1987 : répercussions possibles sur le succès de la reproduction. Service canadien de la faune, Cahier de biologie n° 176.

Elliott, J.E., R.J. Norstrom et J.A. Keith. 1988*b*. Organochlorines and Eggshell Thinning in Northern Gannets (*Sula bassanus*) from Eastern Canada, 1968–1984. Environmental Pollution 52:81–102.

Elliott, J.E., R.J. Norstrom, S.W. Kennedy et G.A. Fox. 1988*c*. Trends and Effects of Environmental Contaminants Determined from Analysis of Archived Wildlife Samples. Pages 131–142 dans « Progress in Environmental Specimen Banking », S.A. Wise, R. Zeisler et G.M. Goldstein (réd.). U.S. Department of Commerce, National Bureau of Standards Special Publication 740. Gaithersburg, Maryland.

Elliott, J.E., P.E. Whitehead, D.G. Noble et R.J. Norstrom. 1989. Organochlorine Contaminants in Seabird Eggs from the Pacific Coast of Canada, 1971–1986. Environmental Monitoring and Assessment 12:67–82.

Fimreite, N. 1971. Effects of Dietary Methyl Mercury on Ring-necked Pheasants. Service canadien de la faune, Publication hors-série n° 9.

Fimreite, N.W.N. Holsworth, J.A. Keith, P.A. Pearce et I.M. Gruchy. 1971. Mercury in Fish and Fish-Eating Birds near Sites of Industrial Contamination in Canada. Canadian Field-Naturalist 85(3):211–220.

Fox, G.A. 1976. Eggshell Quality: Its Ecological and Physiological Significance in a DDT-Contaminated Common Tern Population. Wilson Bulletin 88:459–477.

Frank, R., M. Van Hove Holdrinet et W.A. Rapley. 1975. Residue of Organochlorine Compounds and Mercury in Bird's Eggs from the Niagara Peninsula, Ontario. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 3:205–218.

Fry, D.M., et L.J. Lowenstine. 1985. Pathology of Common Murres and Cassin's Auklets Exposed to Oil. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 14:725–738.

Furness, R.W. 1987. Seabirds as Monitors of the Marine Environment. Pages 217–230 dans « The Value of Birds », A.W. Diamond et F.L. Filion (réd.). International Council for Bird Preservation, Technical Publication No. 6.

Gaston, A.J., et D.N. Nettleship. 1983. La Marmette de Brünnich de l'île Prince-Léopold. Service canaadien de la faune, Monographie n° 6, 361 p.

Gilbertson, M. 1974. Seasonal Changes in Organochlorine Ccmpounds and Mercury in Common Terns of Hamilton Harbour, Ontario. Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology 12:726–732.

Gilbertson, M. 1988. Chick Oedema Disease in Great Lakes Wildlife? Marine Pollution Bulletin 19:398–399.

Gilbertson, M., J.E. Elliott et D.B. Peakall. 1986. Seabirds as Indicators of Marine Pollution. Dans « Birds as Bioindicators of Environmental Conditions », International Council for Bird Preservation, 19e Conférence mondiale tenue à Kingston, en 1986. Cambridge, Angleterre.

Gilbertson, M., R.D. Morris et R.A. Hunter. 1976. Abnormal Chicks and PCB Residue Levels in Eggs of Colonial Birds on the Lower Great Lakes. Auk 93:434–442.

Gill, R., Jr. 1977. Unusual Foraging by a Fork-tailed Storm-Petrel. Auk 94:385.

Gilman, A.P., G.A. Fox, D.B. Peakall, S.M. Teeple, T.R. Carroll et G.T. Haymes. 1977. Reproductive Parameters and Contaminant Levels of Great Lakes Herring Gulls. Journal of Wildlife Management 41:458–468.

Godfrey, W.E. 1989. Les oiseaux du Canada. Éd. révisée, Musées nationaux du Canada. 650 p.

Gress, F., R.W. Risebrough, D.W. Anderson, L.F. Kiff et J.R. Jehl. 1973. Reproductive Failures of Double-crested Cormorants in Southern California and Baja California. Wilson Bulletin 85:197–208.

Gress, F., R.W. Risebrough et F.C. Sibley. 1971. Shell Thinning in Eggs of the Common Murre, *Uria aalge* from the Farallon Islands, California. Condor 73:368–369.

Haley, D. (réd.). 1984. Seabirds of Eastern North Pacific and Arctic Waters. Pacific Search Press. Washington.

Hallett, D.J., R.J. Norstrom, F.I. Onuska et M.E. Comba. 1982. Chlorinated benzenes in Great Lakes Herring Gulls. Chemosphere 11:277–285.

Hatch, W.R., et W.L. Ott. 1968. Determination of Sub-Microgram Quantities of Mercury by Atomic Absorption Spectrophotometry. Analytical Chemistry 40:2085–2087.

Hays, H., et R.W. Risebrough. 1972. Pollutant Concentrations in Abnormal Young Terns from Long Island Sound. Auk 80:1935.

Heath, R.G., et J.W. Spann. 1973. Reproduction and Related Residues in Birds Fed Mirex. Pages 421–435 dans « Pesticides and the Environment: A Continuing Controversy », Inter-American Conference Toxicology and Occupational Medicine. Symposium Specialists, North Miami, Floride.

Heath, R.G., J.W. Spann, E.F. Hill et J.F. Kreitzer. 1972. Comparative Dietary Toxicities of Pesticides to Birds. U.S. Fish and Wildlife Service Scientific Report, Wildlife No. 152. 57 p.

Henny, C.J., L.J. Blus et R.M. Prouty. 1982. Organochlorine Residues and Shell Thinning in Oregon Seabird Eggs. Murrelet 63:15–21.

Henny, C.J., L.J. Blus et C.J. Stafford. 1983. Effects of Heptachlor on American Kestrels in the Columbia Basin, Oregon. Journal of Wildlife Management 47:1080–1087.

Hoffman, D.J., et J.M. Moore. 1979. Teratogenic Effects of External Egg Applications of Methyl Mercury in the Mallard, *Anas platyrhynchos*. Teratology 20:453–458.

Hoffman, D.J., B.A. Rattner, L. Sileo, D. Docherty et T. Kubiak. 1987. Embryotoxicity, Teratogenicity and Aryl Hydrocarbon Hydroxylase Activity in Forster's Terns on Green Bay, Lake Michigan. Environmental Research 42:176–184.

Holdgate, M.W. 1971. The Seabird Wreck of 1969 in the Irish Sea, Autumn 1969. Natural Environment Research Council, Publications Series C, No. 4. Londres. 17 p.

Holmes, W.N. 1984. Petroleum Pollutants in the Marine Environment and their Possible Effects on Seabirds. Reviews in Environmental Toxicology 1:251–317.

Hutton, M. 1981. Accumulation of Heavy Metals and Selenium in Three Seabird Species from the United Kingdom. Environmental Pollution (Series A) 26:129–145.

Hutzinger, O., R.W. Frei, E. Merrian et F. Pocchiari (réd.). 1982. Chlorinated Dioxins and Related Compounds: Impact on the Environment. Pergamon Press. Oxford, R.-U. 658 p.

International Council for Bird Preservation. 1984. Seabirds of the World: Their Status and Conservation. (J. Croxall, P.G.H. Evans et R. Schreiber, réd.). Cambridge, Angleterre: International Council for Bird Preservation. Technical Publication No. 2.

Kan, C.A. 1978. Accumulation of Organochlorine Pesticides in Poultry: A Review. Journal of Agriculture and Food Chemistry 26:1051–1055.

Keith, J.A., et I.M. Gruchy. 1972. Residue Levels of Chemical Pollutants in North American Birdlife. International Ornithological Congress Proceedings 15:437–454.

Kirkham, I.R., P.L. McLaren et W.A. Montevecchi. 1985. The Food Habits and Distribution of Northern Gannets, *Sula bassanus*, Off Eastern Newfoundland and Labrador. Canadian Journal of Zoology 63:181–188.

Koeman, J.H., J. Veen, E. Brouwer, L. Huisman de Bruower et J.L. Koolen. 1968. Residues of Chlorinated Hydrocarbon Insecticides in the North Sea Environment. Helgoländer Wissenschaftliche Meeresuntersuchunge 17:375–380.

Laporte, P. 1982. Organochlorine Residues and Eggshell Measurements of Great Blue Heron Eggs from Quebec. Colonial Waterbirds 5:95–103.

Linton, A. 1978. The Food and Feeding Habits of Leach's Storm-Petrel (*Oceanodroma leucorhoa*) at Pearl Island, N.S. and Middle Lawn Island, Newfoundland. Mémoire inédit de M.Sc. Université de Dalhousie, Halifax.

MacDonald, S. 1978. COSEWIC Report on the Status of the Ivory Gull. Musées nationaux du Canada, Ottawa. 25 p.

Masse, R., D. Martineau, L. Tremblay et P. Béland. 1986. Concentrations and Chromatographic Profile of DDT Metabolites and Polychlorobiphenyl (PCB) Residues in Stranded Beluga Whales (*Delphinapterus leucas*) from the St. Lawrence Estuary, Canada. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 15:567–579.

Menzie, C.M. 1980. Metabolism of Pesticides, Update III. U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service Special Scientific Report, Wildlife No. 232. 709 p.

Mineau, P., G.A. Fox, R.J. Norstrom, D.V. Weseloh, D.J. Hallett et J.A. Ellenton. 1984. Using the Herring Gull to Monitor Levels and Effects of Organochlorine Contamination in the Great Lakes. Pages 425–452 dans « Toxic Contaminants in the Great Lakes », J.S. Nriagu et M.S. Simmons (réd.). John Wiley and Sons.

Moore, N.W., et J.O.G. Tatton. 1965. Organochlorine Insecticide Residues in the Eggs of Seabirds. Nature 207:42–43.

Morris, R.J. 1980. Plastic Debris on the Surface of the South Atlantic. Marine Pollution Bulletin 11:164–166.

Muir, D.C.G., R.J. Norstrom et M. Simon. 1988. Organochlorine Contaminants in Arctic Marine Food Chains: Accumulation of Specific Polychlorinated Biphenyl and Chlordane-Related Compounds. Environmental Science and Technology 22:1071–1079.

Nelson, B. 1979. Seabirds — Their Biology and Ecology. A&W Publishers Inc. New York. 219 p.

Nelson, R.W., et M.T. Myers. 1976. Declines in Populations of Peregrine Falcons and their Seabird Prey at Langara Island, British Columbia. Condor 78:281–293.

Nettleship, D.N. 1975. A Recent Decline in Gannets at Bonaventure Island, Quebec. Canadian Field-Naturalist 89:125–133.

Nettleship, D.N., et D.B. Peakall. 1987. Organochlorine Residue Levels in Three High Arctic Species of Colonially-Breeding Seabirds from Prince Leopold Island. Marine Pollution Bulletin 18:434–438.

Nicholson, J.K., et D. Osborn. 1983. Kidney Lesions in Pelagic Seabirds with High Tissue Levels of Cadmium and Mercury. Journal of Zoology 200:93–118.

Nigam, S. 1975. Chemical Insecticides. Pages 8–24 dans « Aerial Control of Forest Insects in Canada », M.L. Prebble (réd.). Environnement Canada. 329 p.

Nisbet, I.C.T., et L.M. Reynolds. 1984. Organochlorine Residues in Common Terns and Associated Estuarine Organisms, Massachusetts, U.S.A. 1971–81. Marine Environmental Research 11:33–66.

Nisbet, I.C.T., et A.F. Sarofim. 1972. Rates and Routes of Transport of PCBs in the Environment. Environmental Health Perspectives 1:21–38.

Noble, D.G., et J.E. Elliott. 1986. Environmental Contaminants in Canadian Seabirds, 1968–1984: Trends and Effects. Service canadien de la faune, Ottawa. Série de rapports techniques, n° 13.

Norstrom, R.J., D.J. Hallett, F.I. Onuska et M.E. Comba. 1980. Mirex and its Degradation Products in Great Lakes Herring Gulls. Environmental Sciences and Technology 14:860–866.

Norstrom, R.J., M. Simon, D.C.G. Muir et R.E. Schweinsburg. 1988. Long-range Transport of Organochlorines in the Arctic and Sub-Arctic: Evidence from Analysis of Marine Mammals and Fish. Environmental Sciences and Technology 22:1061–1070.

Norstrom, R.J., M. Simon et M.J. Mulvihill. 1989. Toxic Non-ortho and Mono-ortho PCBs in Canadian Wildlife Levels and Possible Significance. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, 10e réunion annuelle, du 28 octobre au 2 novembre 1989. Toronto.

Ohlendorf, H.M., J.C. Bartonek, C.J. Divoky, E.E. Klaas et A.J. Krynitsky. 1982. Organochlorine Residues in Alaskan Seabirds. U.S. Department of the Interior Fish and Wildlife Service, Special Scientific Report, Wildlife No. 245. 41 p.

Ohlendorf, H.M., R.W. Risebrough et K. Vermeer. 1978. Exposure of Marine Birds to Environmental Pollutants. U.S. Fish and Wildlife Service, Wildlife Research Report No. 9. 40 p.

Ohlendorf, H.M., D.M. Swineford et L.N. Locke. 1981. Organochlorine Residues and Mortality of Herons. Pesticides Monitoring Journal 14:125–135.

Olsson, M. 1977. Mercury, DDT and PCB in Aquatic Test Organisms. Report for the National Swedish Environment Protection Board, 1977. Report SNV PM. 139 p.

Osborn, D., M.P. Harris et J.K. Nicolson. 1979. Comparative Tissue Distribution of Mercury, Cadmium and Zinc in Three Species of Pelagic Seabirds. Comparative Biochemistry and Physiology. 46C:61–67.

Palmer, R.S. 1962. Handbook of North American Birds, Vol. 1: Loons through Flamingos. Yale University Press, New Haven et Londres. 567 p.

Parslow, J.L.F., D.J. Jefferies et M.C. French. 1972. Ingested Pollutants in Puffins and Their Eggs. Bird Study 19:18–33.

Peakall, D.B. 1972. Polychlorinated Biphenyls: Occurrence and Biological Effects. Research Reviews 44:1–21.

Peakall, D.B. 1987. Accumulation and Effects on Birds. Pages 3148 dans « PCBs and the Environment », J.S. Waid (réd.), vol. 2. CRC Press. Boca Raton, Floride.

Peakall, D.B., et A.P. Gilman. 1979. Limitations of Expressing Organochlorine Levels in Eggs on a Lipid-Weight Basis. Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology 23:287–290.

Peakall, D.B., R.J. Norstrom, A.D. Rahimtula et R.D. Butler. 1986. Characterization of Mixed-Function Oxidase Systems of the Nestling Herring Gull and its Implications for Bioeffects Monitoring. Environmental Toxicology and Chemistry 5:379–385

Pearce, P.A., J.E. Elliott, D.B. Peakall et R.J. Norstrom. 1989. Organochlorine Contaminants in Eggs of Seabirds in the Northeast Atlantic, 1968–1984. Environmental Pollution 56:217–235.

Pearce, P.A., D.B. Peakall et L.M. Reynolds. 1979. Shell Thinning and Residues of Organochlorines and Mercury in Seabird Eggs, Eastern Canada, 1970–76. Pesticides Monitoring Journal 13(2):61–67.

Phillips, D.J.H. 1980. Quantitative Aquatic Biological Indicators: Their Use to Monitor Trace Metal and Organochlorine Pollution. Pollution Monitoring Series. Applied Science Publishers Ltd., Londres. 488 p.

Porter, R.D., et S.N. Wiemeyer. 1972. DDE at Low Dietary Levels Kills Captive American Kestrels. Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology 8:193–199.

Potts, G.R. 1968. Success of Eggs of the Shag on the Farne Islands, Northumberland, in Relation to their Content of Dieldrin and pp'DDE. Nature 217:1282–1284.

Rattner, B.A., D.J. Hoffman et C.M. Marn. 1989. Use of Mixed-Function Oxygenases to Monitor Contaminant Exposure in Wildlife. Environmental Toxicology and Chemistry 8:1093–1102.

Reynolds, L.M. 1969. Polychlorobiphenyls (PCB's) and their Interference with Pesticide Residue Analysis. Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology 4:128–143.

Risebrough, R.W., F.C. Sibley et M.N. Kirven. 1971. Reproductive Failure of the Brown Pelican on Anacapa Island in 1969. American Birds 25:89.

Robertson, I. 1974. The Food of Nesting Double-crested and Pelagic Cormorants at Mandarte Island, British Columbia, with Notes on Feeding Ecology. Condor 76:346–348.

Ryan, P.G. 1987. The Incidence and Characteristics of Plastic Particles Ingested by Seabirds. Marine Environmental Research 23:175–206.

Scheuhammer, A.M. 1987. The Chronic Toxicity of Aluminum, Cadmium, Mercury and Lead in Birds: A Review. Environmental Pollution 46:263–295.

Scheuhammer, A.J. 1988. Chronic Dietary Toxicity of Methylmercury in the Zebra Finch, *Poephila guttata*. Bulletin of Environmental Contaminants and Toxicology 40:123–130.

Scheuhammer, A.M. 1989. Monitoring Wild Bird Populations for Lead Exposure. Journal of Wildlife Management 53:759–765.

Scott, J.M., J.A. Weins et R.R. Claeys. 1975. Organochlorine Levels Associated with a Common Murre Die-Off in Oregon. Journal of Wildlife Management 39:310–320.

Seba, D.B., et E.F. Corcoran. 1969. Surface Slicks as Concentrators of Pesticides in the Marine Environment. Pesticides Monitoring Journal 3:190–193.

Sladen, W.J.L., C.M. Menzie et W.L. Reichel. 1966. DDT Residues in Adelie Penguins and a Crab-Eater Seal from Antarctica. Nature 210:670–673.

Stickel, L.F. 1973. Pesticide Residues in Birds and Mammals. Pages 254–312 dans « Environmental Pollution by Pesticides », C.A. Edwards (réd.). Plenum Press, Londres et New York.

Stickel, L.F., et W.H. Stickel. 1969. Distribution of DDT Residues in Tissues of Birds in Relation to Mortality, Body Condition and Time. Industrial Medicine 38:44–53.

Stickel, L.F., W.H. Stickel, R.D. McArthur et D.L. Hughes. 1979. Chlordane in Birds: A Study of Lethal Residues and Loss Rates. Pages 387–396 dans « Proceedings of 10th International Conference on Toxicology and Occupational Medicine », W.B. Deichmann (org.). Elsevier, North Holland, New York.

Stickel, W.H., L.F. Stickel et F.B. Coon. 1970. DDE and DDD Residues Correlated with Mortality of Experimental Birds. Dans « Pesticides Symposium », W.P. Deichmann (réd.). Helios and Association, Miami.

Stickel, W.H., L.F. Stickel, R.A. Dryland et D.L. Hughes. 1984. Aroclor 1254 Residues in Birds: Lethal Residues and Loss Rates. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 13:7–13.

Stickel, W.H., L.F. Stickel et J.W. Spann. 1969. Tissue Residues of Dieldrin in Relation to Mortality in Birds and Mammals. Pages 174–204 dans « Chemical Fallout: Current Research on Persistent Pesticides », M. Miller et G. Berg (réd.). Proceedings of the First Rochester Conference on Toxicity.

Tanabe, S. 1988. PCB Problems in the Future: Foresight From Current Knowledge. Environmental Pollution 50:2–28.

Tanabe, S., N. Kannan, A.N. Subramanian, S. Watanabe et R. Tatsukawa. 1987. Highly Toxic Coplanar PCBs: Occurrence, Source, Persistency and Toxic Implications to Wildlife and Humans. Environmental Pollution 47:147–163.

Tanabe, S., H. Tanaka et R. Taksukawa. 1984. Polychlorinated Biphenyls, S-DDT and Hexachlorocyclohexane Isomers in the Western North Pacific. Archives of Environmental Contamination and Toxicology 13:731–738.

Tanaka, H., H. Ogi, S. Tanabe, R. Tatsukawa et N. Oka. 1986. Bioaccumulation and Metabolism of PCBs and DDE in Short-tailed Shearwaters *Puffinus tenuirostris* During its Transequatorial Migration and in the Wintering and Breeding Grounds. Mem. of the National Institute for Polar Research, Special Issue 40:434–442.

Takizawa, Y. 1979. Epidemiology of Mercury Poisoning. Dans « The Biogeochemistry of Mercury in the Environment », J.O. Nriagu (réd.). Elsevier/North Holland Biomedical Press, Amsterdam.

Thomson, R.E. 1981. Océanographie de la côte de la Colombie-Britannique. Pêches et Océans Canada, publication spéciale du Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 56. 291 p.

Turle, R., et R.J. Norstrom. 1987. CWS Guidelines to Practical Quality Assurance for Contracted Chemical Analysis. Série de rapports techniques, nº 21, Service canadien de la faune, Ottawa.

Uthe, J.F., C.L. Chou, D.H. Loring, R.T.T. Rantula, J.M. Bewers, J. Dalziel, P.A. Yeats et R.L. Charron. 1986. Effect of Waste Treatment at a Lead Smelter on Cadmium Levels in American Lobster (*Homarus americanus*), Sediments and Seawater in the Adjacent Coastal Zone. Marine Pollution Bulletin 17:118–123.

Vermeer, K. 1981. The Importance of Plankton to Breeding Cassin's Auklets. Journal of Plankton Research 3:315–329.

Vermeer, K., L. Cullen et M. Porter. 1979. A Provisional Explanation of the Reproductive Failure of Tufted Puffins *Lunda cirrhata* on Triangle Island, British Columbia. Ibis 121:348–353.

Vermeer, K., et K. Devito. 1987. The Importance of *Aracallisoma coecus* and Myctophid Fishes to Nesting Forktailed and Leach's Storm-Petrels in the Queen Charlotte Islands, British Columbia. Journal of Plankton Research 10:63–75.

Vermeer, K., et D.B. Peakall. 1977. Toxic Chemicals in Canadian Fish-Eating Birds. Marine Pollution Bulletin 8:205–210.

Vermeer, K., I. Robertson, W. Campbell, G. Kaiser et M. Lemon. 1983. Distribution and Densities of Marine Birds on the Canadian West Coast. Atlas du Service canadien de la faune, Vancouver, C.-B.

Waldichuk, M. 1983. Pollution in the Strait of Georgia: A Review. Journal canadien des sciences halieutiques et aquatiques 40:1142–1167.

Walker, C.H., et G.C. Knight. 1981. The Hepatic Microsomal Enzymes of Seabirds and Their Interaction with Liposoluble Pollutants. Aquatic Toxicology 1:343–354.

Weseloh, D.V., S.M. Teeple et M. Gilbertson. 1983. Double-Crested Cormorants of the Great Lakes: Egg-Laying Parameters, Reproductive Failure, and Contaminant Residues in Eggs, Lake Huron 1972–1973. Canadian Journal of Zoology 61:427–436.

Wiemeyer, S.N., et R.D. Porter. 1970. DDE Thins Eggshells of Captive American Kestrels. Nature 227:737–738.

Wiemeyer, S.N., P.R. Spitzer, W.C. Krantz, T.G. Lamont et E. Cromartie. 1975. Effects of Environmental Pollutants on Connecticut and Maryland Ospreys. Journal of Wildlife Management. 39:124–139.

Wilson, R.C.H., et R.F. Addison (réd.). 1984. Health of the Northwest Atlantic. Environnement Canada, Pêches et Océans Canada, et Énergie, Mines et Ressources Canada. 174 p.

Zitko, V., P.M.K. Choi, D.J. Wildish, C.F. Monaghan et N.A. Lister. 1974. Distribution of PCB and p,p'-DDE Residue in Atlantic Herring (*Clupea larengus larengus*) and Yellow Perch (*Perca flarescens*) in Eastern Canada 1972. Pesticides Monitoring Journal 8:105–109.

Annexe I

Autres grands groupes de polluants marins

Les hydrocarbures

Depuis la fin des années 1960, des accidents mettant en cause des pétroliers ou des installations de forage au large ont causé chaque année de graves marées noires. En plus de ces accidents, les pétroliers et d'autres navires déversent souvent en mer des huiles usées et de l'eau contaminée avant de gagner un port. Selon sa consistance, le pétrole s'étale plus ou moins rapidement sur l'eau en une mince couche. Certains des hydrocarbures qu'il contient s'évaporent tandis que d'autres mettent beaucoup de temps à se dégrader. Le pétrole brut a tendance à se coaguler en une masse visqueuse.

Les effets physiques directs de l'exposition aux marées noires sont le plus évidents chez les oiseaux de mer et les mammifères marins, car ces animaux sont au contact des hydrocarbures à la surface de l'océan. Les hydrocarbures pénètrent dans le plumage des oiseaux de mer, provoquant un déplacement d'air et une diminution de la flottabilité et de l'isolation des oiseaux. Ces derniers, gorgés d'eau, sont généralement incapables de se nourrir ou de maintenir leur température corporelle et ils peuvent mourir dès que leurs réserves de graisses sont épuisées. C'est ce qui explique probablement la mort de milliers d'oiseaux de mer de l'Alaska en 1989, lorsque l'*Exxon Valdez* a déversé des centaines de milliers de litres de pétrole dans le détroit du Prince-William.

L'ingestion d'hydrocarbures peut également être toxique. Le pétrole est une substance complexe, constituée principalement d'hydrocarbures saturés et aromatiques, d'acides naphténiques, de phénols et de composés cycliques azotés et sulfurés (Holmes, 1984). Certaines fractions du pétrole, notamment les hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP), sont très toxiques pour les oiseaux de mer. Elles peuvent avoir pour effet la mort d'embryons, une croissance anormale, des variations de l'osmorégulation, un dysfonctionnement endocrinien (Holmes, 1984), l'anémie, et des lésions du foie et des reins (Fry et Lowenstine, 1985).

Même une exposition mineure aux hydrocarbures peut avoir des effets néfastes. L'application (externe et interne) de très petites quantités d'hydrocarbures a entraîné, chez le Pétrel cul-blanc, une diminution du succès de la reproduction, apparemment par suite de l'abandon temporaire du nid par les parents (Butler et collab., 1988). Nous connaissons très mal les effets des hydrocarbures sur les poissons et sur les invertébrés qui sont la proie des oiseaux de mer.

Les matières plastiques et autres matériaux non biodégradables

Les matières plastiques, la mousse de polystyrène et d'autres matériaux non biodégradables constituent également une menace pour les oiseaux de mer (Ryan, 1987). Ces substances (qui sont rejetées dans la mer sous forme de déchets) ont tendance à s'accumuler dans les zones de convergence de courants océaniques, qui sont également les secteurs où les oiseaux de mer trouvent de la nourriture en abondance. Morris (1980) signale une densité moyenne de 1000 à 4000 fragments de matières plastiques par kilomètre carré à la surface des océans Pacifique et Atlantique.

De nombreux rapports font état de la présence de matières plastiques dans les estomacs d'oiseaux (Furness, 1987). L'ingestion de ces matières a pour effet une exposition plus grande aux BPC et une réduction de la capacité de digestion des aliments (le gésier renfermant trop de fragments de matières plastiques). Il semble que les oiseaux de mer avalent souvent de petits fragments de matières plastiques ou d'autres matériaux, croyant qu'il s'agit de nourriture.

Les radionucléides

Tout comme les métaux lourds, la plupart des radionucléides sont présents à l'état naturel dans l'environnement en très faibles concentrations; toutefois, des accidents comme celui survenu à Tchernobyl en 1986 ont montré qu'une zone très étendue peut être facilement contaminée. Très peu de recherches ont porté sur les effets des centrales nucléaires sur la vie marine locale; les oiseaux de mer pourraient servir d'espèces-baromètres dans la surveillance de l'exposition aux radionucléides. Des espèces ayant une grande longévité pourraient accumuler des concentrations nocives de ces substances.

Annexe 2

L'analyse des composés organochlorés

On mesure les concentrations de polluants chez les oiseaux de mer en procédant à des analyses chimiques de mélanges homogènes d'une quantité connue de tissu ou d'œuf et en déterminant la proportion en masse de chaque produit chimique identifiable. Ce procédé suppose une préparation soignée de l'échantillon et le recours à des appareils d'analyse sophistiqués, et c'est pourquoi la plupart des échantillons fauniques sont analysés par des laboratoires spécialisés. La mise au point de la chromatographie en phase gazeuse-liquide et du détecteur à capture d'électrons dans les années 1970 a révolutionné ce domaine de recherche et permis la détection de concentrations minimes (moins d'une partie par million), ce qui n'était pas possible auparavant.

Le prélèvement d'échantillons d'œufs

Que l'échantillonnage fasse partie d'un programme de surveillance ou d'une étude sur les effets d'un produit chimique quelconque, les échantillons doivent être prélevés de façon normalisée.

La plupart des programmes d'échantillonnage comportent le prélèvement d'œufs. Les concentrations de composés organochlorés dans les œufs sont considérées comme étant égales aux teneurs présentes chez la femelle avant la ponte. Les œufs sont généralement prélevés à l'état frais, tôt dans la saison pour favoriser une nouvelle ponte, et un seul œuf est prélevé par couvée. Ces précautions réduisent au minimum les effets des travaux de recherche sur le succès de la reproduction de la population étudiée. Lorsqu'on soupçonne l'existence de problèmes de reproduction, on prélève à la fois des œufs frais et des œufs non éclos, car la non-éclosion pourrait être associée à des concentrations plus élevées d'un polluant. Les œufs non éclos (gâtés ou dont les embryons sont morts) sont prélevés à la fin de la saison.

Le prélèvement de tissus

Comme on dispose aujourd'hui d'appareils d'analyse plus sophistiqués, il est possible de doser les composés organochlorés dans des échantillons très petits, par exemple, un échantillon de sang de 1 mL. Bien que certains oiseaux de mer aient été abattus aux fins du dosage des polluants, la plupart ont été trouvés morts par le public et envoyés au Service canadien de la faune. Si le spécimen recueilli était relativement frais et si la contamination de l'espèce présentait un certain intérêt, on analysait des tissus sélectionnés.

L'entreposage

Pour que la décomposition (et la dégradation possible des résidus chimiques) soit réduite au minimum, tous les échantillons doivent être réfrigérés le plus vite possible et transférés dans des contenants stérilisés. Les œufs peuvent être conservés à l'état réfrigéré pendant quelques semaines, mais les échantillons de tissus doivent être congelés quelques heures au plus tard après leur prélèvement. Avant l'analyse chimique, chaque échantillon est homogénéisé dans un mélangeur.

L'analyse chimique

Pour mesurer les concentrations de composés organochlorés, la plupart des laboratoires d'analyses chimiques utilisent actuellement la chromatographie capillaire en phase gazeuse haute résolution, associée à des détecteurs à capture d'électrons. Les hydrocarbures chlorés actuellement détectés et signalés sont le DDE, le DDD, le DDT, la dieldrine, l'époxyde d'heptachlore, le mirex, l'oxychlordane, le nonachlore cis et trans, le chlordane cis et trans, l'HCB et d'autres benzènes chlorés, l'HCH alpha, bêta et gamma, et les BPC.

Aujourd'hui, la plupart des laboratoires analysent également un échantillon témoin dont la composition est connue, sauf, souvent, du chimiste chargé des analyses. Ces témoins servent au contrôle de la qualité des résultats obtenus par le laboratoire et permettent de déceler les erreurs tout au long de l'analyse.

En raison des différences dans les méthodes d'analyse, il n'est pas possible de comparer directement tous les résultats obtenus dans les années 1960 aux concentrations détectées aujourd'hui. Si les techniques actuelles avaient été utilisées pour analyser les échantillons des années 1960, les résultats auraient peut-être été tout à fait différents. C'est

pourquoi le Service canadien de la faune conserve tous les échantillons dans sa Banque nationale de spécimens (Turtle et Norstrom, 1987) pour qu'ils puissent être analysés de nouveau si nécessaire.

Autre caractéristique importante des analyses chimiques, leur coût. En 1986, l'analyse chimique d'un seul échantillon s'élevait à environ 300 $, à cause de l'équipement très coûteux et des techniciens de grande expérience auxquels on doit faire appel. Pour des raisons financières, les biologistes ne peuvent analyser tous les spécimens sans distinction, mais doivent choisir ceux qu'ils estiment les plus importants. L'une des options consiste à analyser plusieurs échantillons réunis (échantillon commun) de façon à déterminer la contamination moyenne d'une espèce donnée. Bien qu'ils soient utiles, les échantillons communs ne donnent pas la vraie plage de concentrations que l'on trouve normalement chez les populations fauniques, et ils rendent plus difficile l'analyse statistique des variations entre les périodes d'échantillonnage. Cependant, les tissus non analysés sont conservés et, si l'on détecte des concentrations pouvant être nocives dans l'échantillon commun, il est possible de récupérer les échantillons individuels dans la banque de spécimens et de les analyser séparément.

Les analyses de la teneur en métaux

On traite d'abord les échantillons biologiques à l'aide d'acides de digestion afin d'isoler les métaux lourds. La teneur en mercure total est déterminée grâce à la spectrophotométrie d'absorption atomique à vapeur froide, selon les techniques décrites pour la première fois par Hatch et Ott (1968) puis modifiées par la Fondation de recherches de l'Ontario. Le cadmium, le plomb et d'autres métaux lourds sont dosés par spectrophotométrie d'absorption atomique.

Annexe 3

Le régime alimentaire des oiseaux de mer du Canada

La plupart des espèces ont une vaste gamme d'aliments de prédilection qui varient selon la saison et leurs besoins physiologiques du moment. Le régime alimentaire type comprend à la fois des poissons et du zooplancton, avec prédominance des proies les plus abondantes (la morue arctique, le capelan, le lançon, les amphipodes, les copépodes, les euphausiacés ou les calmars) (tableau 3.1).

Quelques espèces sont plus spécialisées. Le Fou de Bassan, par exemple, se nourrit presque exclusivement de gros poissons vivant en bancs, comme le maquereau et le hareng, ainsi que de calmars (Kirkham et collab., 1985). Les cormorans se nourrissent de poissons tant benthiques que pélagiques, selon l'abondance de ces proies (Robertson, 1974). Certains alcidés plus petits comme l'Alque de Cassin ou encore le Mergule nain se nourrissent presque exclusivement de zooplancton pélagique (Vermeer, 1981; Bradstreet, 1982). La plupart des alcidés plus grands (les marmettes, les Petits Pingouins et les macareux) sont piscivores, mais se nourrissent à différentes profondeurs (Bradstreet, 1983; Gaston et Nettleship, 1983; Cairns, 1981; Vermeer et collab., 1979).

Les pétrels se nourrissent de zooplancton et de petits poissons qu'ils trouvent à la surface de l'eau (Linton, 1978). Les fulmars, les larinés et certains pétrels peuvent se nourrir de déchets de poissons (des bateaux de pêche) ou de charogne (cadavres flottants de mammifères marins) (Gill, 1977; Haley, 1984). Ces sources alimentaires risquent d'être les plus contaminées en raison de l'âge et du niveau trophique de l'animal mort. Les grands goélands sont souvent des prédateurs et s'emparent des œufs ou des jeunes d'autres espèces d'oiseaux de mer, et même d'adultes s'ils sont blessés ou morts.

Tableau 3.1
Le régime alimentaire des oiseaux de mer du Canada

Espèce	Habitat d'alimentation	Principales composantes du régime alimentaire
Pétrel cul-blanc Pétrel à queue fourchue	Zone océanique, en surface	Zooplancton et poissons myctophidés
Fulmar boréal	Zone océanique, en surface	Zooplancton, calmars, morue arctique et charogne
Fou de Bassan	Au large, plongée profonde du haut des airs	Maquereau, hareng, calmars et capelan
Cormoran à aigrettes Cormoran pélagique	Littoral, plongée	Poissons surtout (hareng, lançon, capelan)
Goéland argenté Goéland à ailes grises	Littoral, espèces opportunistes	Poissons, crustacés, œufs d'oiseaux de mer, charogne et déchets
Mouette tridactyle	Au large, en surface	Zooplancton, poissons (morue arctique, capelan)
Sterne pierregarin	Littoral, plongée peu profonde du haut des airs	Petits poissons et invertébrés
Marmette de Troïl Marmette de Brünnich Petit Pingouin Macareux moine Macareux rhinocéros	Surtout au large, plongée	Poissons surtout (morue arctique, hareng, lançon, capelan) et zooplancton (euphausiacés, amphipodes)
Guillemot à miroir Guillemot du Pacifique	Côte, plongée	Poissons benthiques surtout (blennies, etc.)
Alque de Cassin Alque à cou blanc	Au large et le long du littoral, plongée	Zooplancton surtout (crustacés) et larves de poissons

Le régime alimentaire peut également varier selon la saison. La Marmette de Brünnich est omnivore pendant la majeure partie de l'année, se nourrissant principalement de zooplancton, de poissons, de calmars et d'autres invertébrés. Cependant, au cours de la période d'élevage des oisillons, elle nourrit ses petits presque exclusivement de poissons (Gaston et Nettleship, 1983[3]).

Dans la plupart des cas, on ignore à peu près tout du régime alimentaire des oiseaux de mer pendant l'hiver, la plupart des espèces étant alors très loin au large. Généralement, on suppose que la proportion de zooplancton pélagique et d'autres invertébrés marins est plus grande, quel que soit le régime alimentaire pendant la saison de reproduction. L'importance d'une seule espèce-proie pour la communauté d'oiseaux de mer est évidente là où de nombreuses espèces d'oiseaux de mer sont réunies pour se nourrir (Ainley et Sanger, 1979). Dans le détroit d'Hécate, par exemple, on peut voir un rassemblement considérable de Puffins fuligineux, de Fulmars boréaux, de Mouettes tridactyles, de Goélands à ailes grises, de Macareux rhinocéros, d'Alques de Cassin, de Marmettes de Troïl et de Mouettes de Sabine, se nourrir d'une myriade d'euphausiacés et des harengs qui leur sont associés.

Les Rapports sur l'état de l'environnement

N° 89-1 : **Les polluants dans le milieu marin de la Colombie-Britannique — Rapport sur l'état des connaissances.** B.H. Kay. Protection de l'environnement, région du Pacifique et du Yukon, Environnement Canada. 1989.

N° 89-2 : **La nature aux abois — Les espèces menacées de disparition au Canada.** J.A. Burnett, C.T. Dauphiné, Jr., S.H. McCrindle et T. Mosquin. Service canadien de la faune, Environnement Canada. 1989.

N° 90-1 : **Perspective canadienne sur la pollution atmosphérique.** J. Hilborn et M. Still. État de l'environnement et Service de l'environnement atmosphérique, Environnement Canada. 1990.

N° 90-2 : **Les contaminants chez les oiseaux de mer du Canada.** David Noble. État de l'environnement et Service canadien de la faune, Environnement Canada. 1990.